

HELENA DAHLBO

KIIINTEÄN YHDYSKUNTAJÄTTEEN METALLIVIRRAT

Sammandrag: Metallflöden i fast kommunalavfall

English summary: Metal fluxes in municipal solid wastes

178

HELENA DAHLBO

KIINTEÄN YHDYSKUNTAJÄTTEEN METALLIVIRRAT

Sammandrag: Metallflöden i fast kommunalavfall

English summary: Metal fluxes in municipal solid wastes

Etukannen valokuva: Helena Dahlbo

Tekijä on vastuussa julkaisun sisällöstä, eikä siihen voida vedota vesi- ja ympäristöhallituksen virallisena kannanottona.

VESI- JA YMPÄRISTÖHALLINNON JULKAISUJA koskevat tilaukset:
Painatuskeskus Oy, PL 516, 00101 Helsinki
puh. (90) 566 0266

ISBN 951-47-9351-X
ISSN 0786- 9592

Helsinki 1994

Julkaisija
Vesi- ja ympäristöhallitus

Julkaisun päivämäärä
Elokuu 1994

Tekijä(t) (toimielimestä: nimi, puheenjohtaja, sihteeri)
Helena Dahlbo

Julkaisun nimi (myös ruotsinkielinen)
Kiinteän yhdyskuntajätteen metallivirrat
Metallflöden i fast kommunalavfall

Julkaisun laji	Toimeksiantaja	Toimielimen asettamispvm
Tutkimusraportti	Ympäristöministeriö	

Julkaisun osat

Tiivistelmä

Vesien- ja ympäristöntutkimuslaitoksessa tutkittiin v. 1991–1994 yhdyskuntajätehuollon metallivirtoja kahdella erilaisella lähestymistavalla: 1) tuotelähtöisellä, lähinnä kirjallisuuteen, rekistereihin ja haastatteluihin pohjautuvalla tarkastelulla sekä 2) kokeellisella, jätteenkäsittelylaitoksen seurantaan perustuvalla, tarkastelulla. Kirjallisuuteen perustuva tarkastelu on julkaistu väliraporttina (Vesi- ja ympäristöhallituksen monistesarja nro 350, 1992). Tässä tutkimuksen pääraportissa selostetaan kokeellisen tutkimuksen keskeiset tulokset sekä tehdään yhteenveto tutkimuksen molempien osien tuloksista. Tulokset koskevat kiinteän yhdyskuntajätteen ainevirtoja vuosina 1991 ja 1992. Tutkittavia metalleja olivat Al, Cd, Cu, Fe, Hg, Pb ja Zn. Näiden metallien kokonaisvirrat Suomen yhdyskuntajätehuoltoon olivat 153 000 t v⁻¹. Metallien osuus kiinteän yhdyskuntajätteen vuotuisesta kokonaismäärästä oli 5 %. Suuruusjärjestys metallien yhdyskuntajätehuoltoon ohjautuville virroille on Fe > Al > Zn > Cu > Pb > Cd > Hg. Yhdyskuntajätehuoltoon ohjautuvat metallivirrat muodostavat 5 – 20 % metallien vuosittain käyttöön otettavista määristä. Vertailuarvoihin eivät sisälly valmiissa tuotteissa Suomeen tuotavat metallit. Suurin osa metallijätteistä liikkuu teollisuus-, rakennus- tai muun tuotantotoiminnan piirissä, jätteissä tai esim. kiertoromuna. Näiden kartoittaminen on tärkeää koko ongelmakentän hahmottamiseksi ja mm. kierrätystoimenpiteiden tehokkaaksi kohdentamiseksi. Osia metallien kokonaisvirroista ohjautuu ongelmajätehuoltoon tai jätevesilietteisiin tai varastoituu pitkäikäisiin tuotteisiin. Tutkittujen metallien virtoja jätehuoltoon tulee pienentää jätteiden määrän ja haitallisuuden vähentämiseksi sekä uusiutumattomien luonnonvarojen säästämiseksi. Raportissa tarkastellaan olemassa olevia toimenpidevaihtoehtoja ja arvioidaan niiden soveltuvuutta jätehuollon metallivirtojen pienentämiseen. Ainevirta-analyysi todettiin hyväksi, teoreettisesti ja käytännössä perustelluksi ja kehittämiskelpoiseksi menetelmäksi yhdyskuntajätehuollon ja yleisemmällä tasolla koko jätehuollon tutkimisessa.

Asiasanat (avainsanat)

ainevirta-analyysi, metalli, yhdyskuntajäte, jätehuolto, jätteenpoltto, hyötykäyttö

Muut tiedot

Sisältää ruotsin- ja englanninkielisen yhteenvedon

Sarjan nimi ja numero	ISBN	ISSN
Vesi- ja ympäristöhallinnon julkaisuja – sarja A 178	951-47-9351-X	0786-9592
Kokonaissivumäärä	Kieli	Hinta
90	Suomi	
		Luottamuksellisuus
		Julkinen
Jakaja	Kustantaja	
Painatuskeskus Oy	Vesi- ja ympäristöhallitus	
PL 516, Helsinki	PL 250, 00101 Helsinki	

Utgivare
Vatten- och miljöstyrelsen

Utgivningsdatum
Augusti 1994

Författare (uppgifter om organet: namn, ordförande, sekreterare)
Helena Dahlbo

Publikation (även den finska titeln)
Metallflöden i fast kommunalavfall
Kiinteän yhdyskuntajätteen metallivirrat

Typ av publikation
Forskningsrapport

Uppdragsgivare
Miljöministeriet

Datum för tillsättandet av organet

Publikationens delar

Referat

Metallflödena inom den kommunala avfallshanteringen undersöktes åren 1991–1994 i Vatten- och miljöforskningsinstitutet. I arbetet tillämpades två huvudsakliga närmelsesätt: 1) en produktorienterad studie, baserad på litteratur, olika register och intervjuer, samt 2) en empirisk studie av en avfallsbehandlingsanläggning. Resultaten av litteraturstudien har tidigare publicerats i projektets mellanrapport (Vatten- och miljöstyrelsens duplikatserie 350). I denna slutrapport presenteras de centrala resultaten av den empiriska studien samt ges ett sammandrag av resultaten av undersökningens båda faser. Resultaten gäller för materialflöden i fast kommunalavfall under åren 1991 och 1992. De undersökta metallerna var Al, Cd, Cu, Fe, Hg, Pb och Zn. Den sammanlagda tillströmningen av dessa metaller till den kommunala avfallshanteringen var 153 000 t a⁻¹. Andelen av metallerna i den årliga tillströmningen av fast kommunalavfall utgjorde 5 %. Metallflödenas storlek varierade enligt följande: Fe > Al > Zn > Cu > Pb > Cd > Hg. Metallflödena till den kommunala avfallshanteringen utgör 5 – 20 % av de mängder som årligen tas i bruk. De metallmängder som ingår i importerade produkter är icke inkluderade i jämförelsetalen. Den största delen av metallavfallet härstammar från industriell aktivitet, och befinner sig i avfall eller t.ex. i återvinningsdugligt skrot från industri-, byggnads- och annan produktionsverksamhet. En kartläggning av dessa är en viktig förutsättning för att uppnå ett helhetsperspektiv på problematiken, samt bl.a. för effektivare återvinningsprogram. Delar av de totala metallflödena kanaliseras till problemavfallshanteringen eller till avloppsslam, eller lagras i produkter med lång livslängd. Flödena av de undersökta metallerna till avfallshanteringen bör minskas, med målsättningen att minska på avfallsmängderna, att minska på avfallsets skadlighet samt att spara oförnybara naturresurser. I rapporten redogörs för existerande alternativa åtgärder samt evalueras åtgärdernas tillämpbarhet för begränsande av metallflödena till avfallshanteringen. Materialflödesanalys bedömdes vara en bra metod, försvarbar i teoretiskt och praktiskt hänseende, för undersökning av den kommunala avfallshanteringen, och i vidare utsträckning avfallshanteringen i allmänhet.

Sakord (nyckelord)

materialflödesanalys, metall, kommunalavfall, avfallshantering, avfallsförbränning, återanvändning

Övriga uppgifter

Texten på finska, innehåller svenskt och engelskt sammandrag

Seriens namn och nummer

Vatten- och miljöförvaltningens publikationer – serie A 178

ISBN

951-47-9351-X

ISSN

0786-9592

Sidantal

90

Språk

Finska

Pris

Sekretessgrad

Offentlig

Distribution

Tryckericentralen Ab
PB 516, FIN-00101 Helsingfors
Finland

Förlag

Vatten- och miljöstyrelsen
PB 250, FIN-00101 Helsingfors
Finland

Published by
National Board of Waters and the Environment

Date of publication
August 1994

Author(s)
Helena Dahlbo

Title of publication
Metal fluxes in municipal solid wastes

<i>Type of publication</i>	<i>Commissioned by</i>
Research report	Ministry of the Environment

Parts of publication

Abstract

The metal fluxes of Finnish municipal solid waste (MSW) management were studied in the Water and Environment Research Institute during 1991–1994. The research included two phases, where two different research methods were used: 1) a literature study, based on publications, registers and interviews and 2) an empirical study based on a survey at an MSW treatment facility. The results derived from the first phase have been published earlier (National Board of Waters and the Environment, Mimeograph series nr 350, 1992). In this main report the central results of the empirical study are presented. A summary of the results derived from both phases is given. The results apply to the years 1991 and 1992. The studied metals were Al, Cd, Cu, Fe, Hg, Pb and Zn. The total flux of these seven metals into the Finnish MSW management system was 153 000 t a⁻¹. This is 5 % of the total amount of MSW annually produced in Finland. The relative magnitudes of the metal fluxes were, in descending order, Fe > Al > Zn > Cu > Pb > Cd > Hg. Compared to the amounts of metals taken into production annually the percentage of MSW fluxes varied between 5 to 20 for different metals (metals imported in finished products were excluded from the figures used for comparison). Most of the metallic waste is thus moving within the industry, in wastes or e.g. as recycled scrap. Information is needed on these fluxes in order to get a comprehensive picture of the problem and also to direct intensified recycling procedures efficiently in the future. Parts of the total metal fluxes are directed to hazardous waste management or waste water sludges or are stored in durable goods. Fluxes of the studied metals to the MSW management system should be reduced in order to minimize the amount and the hazardous properties of wastes and to protect natural resources. In this report available methods and their applicability for reducing metal fluxes to the MSW management system are presented. Material flux analysis was assessed to be a good research method, which can be developed to become even more applicable for studying the MSW and the total waste management system.

Keywords

material flux analysis, metal, municipal waste, waste management, incineration, recycling

Other information

Text in Finnish, summary in Swedish and in English

Series (key title and no.)
Publications of the Water and Environment
Administration – series A 178

ISBN
951-47-9351-X

ISSN
0786-9592

Pages
90

Language
Finnish

Price

Confidentiality
Public

Distributed by
Painatuskeskus Oy
PO Box 516, FIN-00101 Helsinki
Finland

Publisher
National Board of Waters and the Environment
PO Box 250, FIN-00101 Helsinki
Finland

ALKUSANAT

Yhdyskuntajätehuollon kehittämistyön peruslähtökohtia ovat jätteiden hyötykäytön tehostaminen ja jätteistä aiheutuvien haitallisten ympäristövaikutusten minimoiminen. Tavoitteiden toteuttamiseksi tarvitaan tietoa yhdyskuntajätehuollon haitallisten ja/tai hyödynnettävissä olevien aineiden virroista.

Vesi- ja ympäristöhallituksen vesien- ja ympäristöntutkimuslaitoksen teknillisessä tutkimustoimistossa käynnistettiin ympäristöministeriön rahoituksella keväällä 1991 yhdyskuntajätehuollon metallivirtoja tutkiva projekti.

Tutkimus toteutettiin kaksivaiheisena. Ensimmäisen vaiheen eli kirjallisen tutkimuksen tuloksista laadittiin väliraportti 'Metallien virrat yhdyskuntajätehuollossa' keväällä 1992. Tässä tutkimuksen pääraportissa käsitellään toisen vaiheen eli kokeellisen tutkimuksen tulokset ja tehdään yhteenveto tutkimuksen molemmista osista.

Projektin päätutkijana on toiminut vanhempi tutkija Helena Dahlbo vesien- ja ympäristöntutkimuslaitokselta ja valvojana suunnittelija Juha Koponen ympäristöministeriöstä. Projektin asiantuntijaryhmä perustettiin kesällä 1991. Sen kokoonpano oli seuraava:

Toiminnanjohtaja Holger Boström, Suomen Romukauppiaiden liitto r.y.

Suunnittelija Kaj-Erik Isaksson, Tilastokeskus

DI Pirjo Tunturi, Metalliteollisuuden keskusliitto

Tutkija Rauni Manninen, Mikkelin teknillinen oppilaitos

DI Tero Mäkinen, vesi- ja ympäristöhallitus

Kokeellisen tutkimuksen toteutukseen ja onnistumiseen ovat olennaisesti vaikuttaneet Turun jätteenpolttolaitoksen ja Turun vesi- ja ympäristöpiirin henkilökunta työpanoksillaan. Vesi- ja ympäristöhallituksen maa- ja jätelaboratorio sekä Geologian tutkimuskeskuksen laboratoriot ovat huolehtineet näytteiden käsittelystä ja analysoinnista. Turun kaupungin ympäristönsuojelutoimiston henkilökunta on toimittanut tietoja Turun jätehuollosta yleensä.

Työtoverini ovat osaltaan auttaneet kuvien tekemisessä (piirtäjä Terttu Halme, DI Markku Liponkoski sekä piirtäjä Sirkka Vuoristo) sekä antaneet arvokkaita kommentteja raportin valmisteluvaiheissa (vanhempi tutkija Timo Assmuth, vanhempi tutkija Kim Dahlbo sekä DI Asta Reinikainen).

Kaikille tämän työn valmistumiseen eri tavoin vaikuttaneille haluan esittää parhaat kiitokseni.

Helsingissä 31.7.1994

Helena Dahlbo

SISÄLLYS

ALKUSANAT	6
1 JOHDANTO	9
1.1 Keskeisiä käsitteitä	10
1.2 Tutkimuksen tausta	12
1.2.1 Metallivarojen riittävyys	12
1.2.2 Metallien kulutus	13
1.2.3 Muuttuva yhdyskuntajätehuolto	17
1.2.4 Yhdyskuntajätehuollon metallivirrat	17
1.2.5 Metallijätteen hyötykäytön nykytilanne	18
1.2.6 Metallijätteen haitallisuus ja vaikutus jätteiden käsittelyprosesseihin	20
1.3 Tutkimuksen tavoitteet ja raja	22
2 MENETELMÄT JA AINEISTO	23
2.1 Yleistä tutkimuksen toteutuksesta	23
2.2 Kirjallisuustutkimus	24
2.3 Empiirinen tutkimus	25
2.3.1 Tutkimuksen kohteena oleva alue ja yhdyskuntajätehuoltoprosessi	25
2.3.2 Jätteenpolttolaitoksen prosessi	26
2.3.3 Jätteenpolttolaitoksen päästöt ja niiden tarkkailu	27
2.3.4 Näytteenotto	27
2.3.5 Näytteiden esikäsittely ja analysointi	28
2.3.6 Muut tarvittavat tiedot	29
2.3.7 Metallivirtojen arviointi	30
3 TULOKSET	30
3.1 Metallipitoisuudet jätteenpolttolaitoksen päästöissä	30
3.1.1 Kuonan ja lentotuhkan seoksen pitoisuudet	30
3.1.2 Jäteveden pitoisuudet	32
3.1.3 Savukaasun pitoisuudet	33
3.2 Jätteenpolttolaitoksella ja kaatopaikalla käsitellyt jätemäärät	34
3.3 Kunnallisten ongelmajätekeräysten tulokset	35
3.4 Metalliromun keräysten tulokset	36
3.4.1 Kaupungeille ja kunnille osoitettu kyselytutkimus	37
3.4.2 Talousjätteen alkulajittelukokeilu	37
3.4.3 Tilastot Turun alueen romunkeräyksestä	37
3.4.4 Kirjallisuustutkimuksen arvio romukertymästä	38
3.5 Metalliromun koostumus	38
3.6 Kirjallisuustutkimuksen tulokset	39

4	TULOSTEN TARKASTELU	40
4.1	Kuonan ja lentotuhkan seoksen metallipitoisuudet	40
4.2	Metallivirrat jätteenpolttolaitoksella	41
4.3	Turun yhdyskuntajätehuollon metallivirrat	42
4.3.1	Jätteenpoltto	42
4.3.2	Kaatopaikkakäsittely	43
4.3.3	Romunkeräys	44
4.3.4	Ongelmajätekeräys	45
4.3.5	Kokonaisarvio	45
4.4	Tulosten yleistettävyys	46
4.4.1	Jätteen määrä	46
4.4.2	Jätteen laatu	47
4.5	Suomen yhdyskuntajätehuollon metallivirrat	48
4.5.1	Kokonaisarvio ja metallikohtainen arvio	48
4.5.2	Tuoteryhmien vaikutus metallivirtoihin	51
4.5.3	Vertailu muihin tutkimuksiin	52
4.5.4	Vertailu vuosittain käyttöön otettaviin metallimääriin	53
4.6	Tutkimusmenetelmien soveltuvuus jätehuollon ainevirtojen selvittämiseen	54
4.7	Yhdyskuntajätteen metallivirtojen pienentäminen	54
4.7.1	Käytettävissä olevat menetelmät	55
4.7.2	Metallien käytön vähentäminen tuotteiden valmistuksessa	55
4.7.3	Tuotteiden käyttöiän pidentäminen	56
4.7.4	Erilliskeräyksen ja kierrätyksen tehostaminen	57
4.7.5	Metallijätteen kierrätyksen teknisiä ongelmia	59
5	JOHTOPÄÄTÖKSET	60
5.1	Yhdyskuntajätehuollon metallivirtojen koko ja koostumus	60
5.2	Toimenpidevaihtoehdot metallivirtojen hallitsemiseksi	62
6	YHTEENVETO	64
	SAMMANDRAG	
	SUMMARY	
	KIRJALLISUUS	72
Liite 1.	Teräs- ja rautaromun kiertokulku suomessa	81
Liite 2.	Lyijyn elinkaari ja päästöt ympäristöön	82
Liite 3.	Kyselytutkimus kuntien ja kaupunkien jätehuollosta v. 1992	83
Liite 4.	Suljetut lyijyakut - koostumus, käyttökohteet ja kulutus v. 1991	84
Liite 5.	Isokokoisien (kodinkone- ja televisio -) romun metallipitoisuuden arvioinnissa käytetyt lähtötiedot	87
Liite 6.	Kodinkoneiden ja kodin pienlaitteiden vuosittaisten korvausostojen määrän (poistuman) arviointi	88
Liite 7.	Elektroniikasta jätteisiin tulevien metallivirtojen arviointi	89
Liite 8.	Elektroniikkaromun kertymät suomessa vuonna 1996	90

1 JOHDANTO

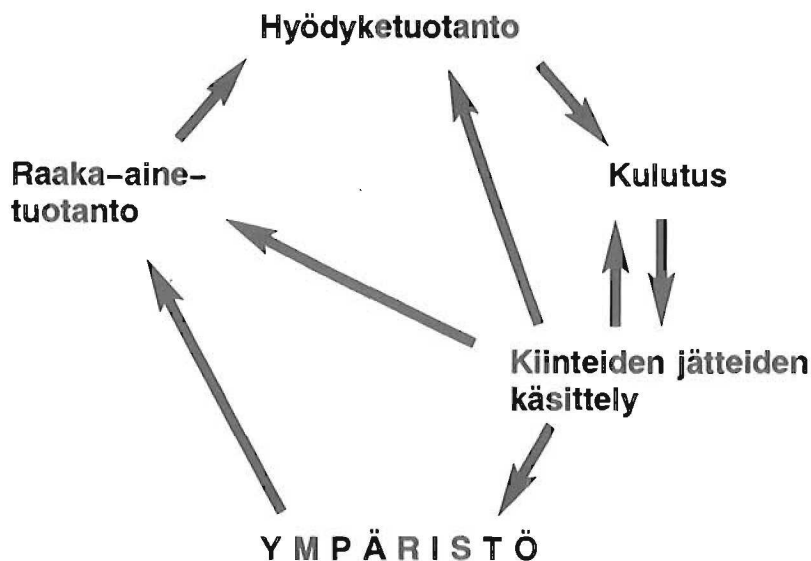
Ihmisen näkökulmasta ympäristöllä on useita funktioita, joiden yhtäaikaisesta toteuttamisesta aiheutuu ympäristöongelmia. Ympäristöä käytetään mm. virkistätymispaikkana, teollisuusprosessien raaka-ainelähteenä, teollisuuden ja muiden ihmisten toimintojen aiheuttamien saastepäästöjen vastaanottajana sekä erilaisten toimintojen (esim. asuminen, maanviljely, liikenne, jätteiden sijoitus) sijoituspaikkana (Siebert 1992).

Ympäristön käyttö raaka-ainelähteenä ja saasteiden vastaanottajana ovat ongelmallisimpia ja eniten haittoja aiheuttavia toimintoja. Ihminen on moninkertaistanut luonnollisissa prosesseissa kiertävien aineiden määrän ja kiihdyttänyt niiden kierto-
vauhtia. Aineet päätyvät jätteinä ympäristöön ekosysteemin kannalta yleensä väärin paikkoihin väärissä muodoissa.

Ennen pitkää tilanne muuttuu kestäättömäksi, kun raaka-aineiden varannot ehtyvät ja/tai ympäristön sietokyky ylittyy. Haitallisten vaikutusten ehkäisemiseksi on luonnosta otettavia ainevirtoja pienennettävä ja hylätyt tuotteet kierrätettävä joko sellaise-
naan uudelleenkäyttöön tai raaka-aineena uusiokäyttöön (kuva 1). Tämä asettaa haasteita jätehuollollemme.

Suomen yhdyskuntajätehuollon taso on tällä hetkellä monissa suhteissa kansainvälisesti katsoen vaatimaton. Jätehuoltomme kehittämisen peruslähtökohtina ovat jätteiden hyödyntämisen tehostaminen ja ympäristöhaittojen minimoiminen (Jätehuollon neuvottelukunta 1991). Muodostuvien jätteiden määrän ja haitallisuuden vähentäminen sekä jätehuollon kehittämisen integrointi tuotteiden ja aineiden elinkaarien ohjaamiseen ovat jätehuollon keskeisiä uusia tavoitteita.

Jätehuollon kehittämistavoitteiden toteutuminen edellyttää tietoa jätteiden sisältämistä aineista sekä niistä ympäristöön kulkeutuvista haitallisista ja/tai hyödynnettävissä olevista ainevirroista. Lisäksi tarvitaan keinoja analysoida jätehuoltojärjestelmien kytkentöjä ja vaikutuksia ainevirtoihin.



Kuva 1. Kiinteiden jätteiden käsittelyn asema aineiden biogeokemiallisessa kierrossa (Brunner ja Mönch 1986).

1.1 Keskeisiä käsitteitä

Seuraavassa esitetään määritelmät keskeisille tässä raportissa käytettäville termeille.

Yhdyskuntajäte

Yhdyskuntajätteen (yj) määritelmä vaihtelee eri yhteyksissä. Operatiivinen määritelmä yhdyskuntajätteelle on, että se kerätään ja käsitellään kuntien tai kuntien valtuuttamien yrittäjien toimesta (kuva 2). Tässä tutkimuksessa siihen katsotaan kuuluvaksi ns. **ta-
vanomainen kiinteä yhdyskuntajäte, joka käsittää kotitalouksista, toimistoista, liikkeistä sekä erilaisista palvelulaitoksista ja -yrityksistä** peräisin olevia jätteitä. Näiden määrän ja koostumuksen voidaan olettaa olevan samantyyppistä useimmissa kaupungeissa (Juvonen 1988).

Yhdyskuntajätteen metallijae

Tarkoittaa yleensä tavallisiin jäteastioihin kertyvää, suhteellisen pienikokoisista metallituotteista (tölkeistä ja muista pakkauksista, astioista, paristoista jne.) koostuvaa jätettä.

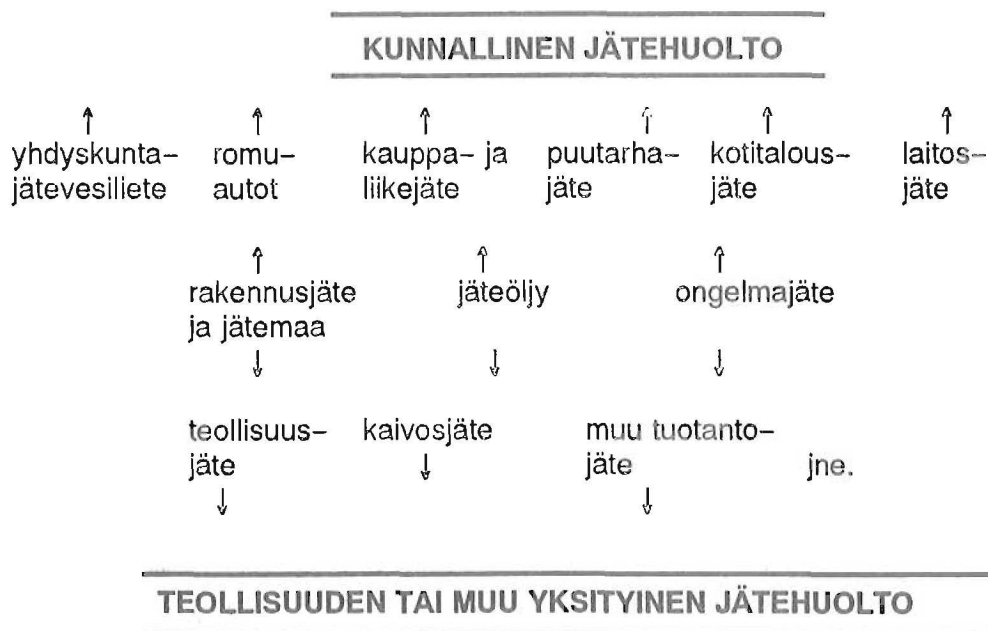
Isokokoinen romu

Yhdyskuntajätteen metallijakeen ulkopuolelle jäävä isokokoinen (engl. bulky) tavara, kuten valkoinen kodinkoneromu (mm. jääkaapit ja pesukoneet), muut koneet ja huonekalut.

Ainevirta

Tietyn aineen (E) määrä tietyssä prosessissa tietyn ajan kuluessa (F, yksikkö esim. $t \cdot v^{-1}$, $kg \cdot d^{-1}$). Aineen E virta esim. jätehuollossa voidaan laskea jos tunnetaan aineen E pitoisuus jätteissä (C, esim. $t \cdot t^{-1}$ tai $kg \cdot kg^{-1}$) ja jätteiden kertymä (G, esim. $t \cdot v^{-1}$ tai $kg \cdot d^{-1}$):

$$F(E) = C(E) \cdot G(E) \quad (\text{yhtälöt 1 ja 2, luku 2.3.7})$$



Kuva 2. Yhdyskuntajätteen päälajeja ja niiden suhde muihin jätelajeihin (Brunner & Ernst 1986, mukailtu Suomen oloihin). Kunnallinen jätehuolto käsittää myös kunnan järjestämän ongelmajätekeräilyn.

Ainevirta-analyysi tai (-tutkimus)

Ainevirtatutkimuksia voidaan käyttää esim. tietyn aineen kierron selvittämiseen jonkun määrätyn järjestelmän tai prosessin puitteissa (kuva 3). Järjestelmä tai prosessi voi tutkimuksesta ja tavoitteista riippuen tarkoittaa esim. tuotteen valmistusprosessia, jäteveden puhdistusprosessia, lietteen tai jätteen polttoprosessia, kotitaloutta, kotitalouden osaprosesseja (ravitsemusta, liikkumista, peseytymistä) tai yhteiskuntaa (Ayres ym. 1989, Baccini ja Brunner 1991, Stäubli ja Keller 1993). Ainevirtatutkimuksella voidaan esim. tarkastella luonnonvarojen käyttöä tai jätteiden ja päästöjen määrää ja laatua (Heie 1985).

Ainevirtatutkimukset toimivat myös työkaluina ympäristövaikutusten arvioinnissa sekä pitkälle aikavälille laadittavissa tuotteiden ja teknisten prosessien kehittämisstrategioissa.

Kierrätys

Käytöstä poistettujen hyödykkeiden tai jätteen materiaalin hyötykäyttö.

Uudelleenkäyttö

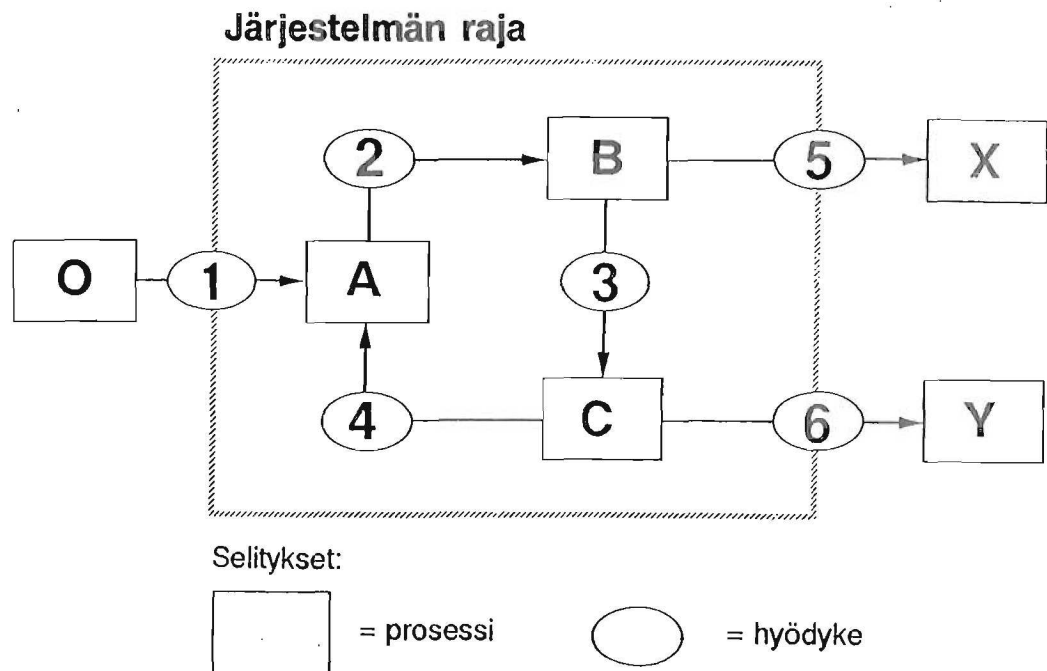
Kierrätys palauttamalla käytöstä poistetut hyödykkeet uudelleen käyttöön joko sellaisenaan, korjaamalla ne tai muuttamalla niiden käyttötarkoitusta.

Uusiokäyttö

Kierrätys palauttamalla käytöstä poistetut hyödykkeet tai jäte tuotantojärjestelmään materiaalin hyötykäyttöä varten.

Energiahyötykäyttö

Käytöstä poistettujen hyödykkeiden tai jätteen materiaalin energiasisällön hyödyntäminen.



Kuva 3. Kaavakuva ainevirroista tietyn järjestelmän puitteissa. A, B ja C ovat järjestelmän sisäisiä prosesseja. O, X ja Y ovat järjestelmän ulkopuolisia prosesseja. 1 on tuontihyödyke, 5 ja 6 ovat vientihyödykkeitä. 2, 3 ja 4 tuotetaan järjestelmän sisällä ja 4 kierrätetään (Baccini ja Brunner 1991).

Raaka-ainevarat

Tietyn raaka-aineen (esim. raudan) varat muodostuvat tiedossa olevista esiintymistä. Niiden ei välttämättä tarkasteluajankohtana tarvitse olla taloudellisesti louhittavissa ja hyödynnettävissä.

Raaka-ainevaranto

Tietyn raaka-aineen varanto koostuu niistä esiintymistä, joka tämänhetkisen tietämyksen mukaan ja olemassaolevalla tekniikalla on louhittavissa ja hyödynnettävissä taloudellisesti kannattavalla tavalla.

Malmi

Mineraaliesiintymä, jonka louhinta on taloudellisesti kannattavaa.

1.2 Tutkimuksen tausta

1.2.1 Metallivarojen riittävyys

Metallivarojen rajallisuus on pakottanut ihmisen arvioimaan niiden riittävyyttä ja käytön järkevyyttä. Metallien riittävyydestä on esitetty useita erilaisia arvioita, mutta suuruusluokka on yleensä sama (taulukko 1). Mikäli kulutus jatkuu nykyisellään ja varoista vain ne käytetään, joiden louhinta on taloudellisesti kannattavaa, vaihtelee eniten käytettävien metallien riittävyys lyijyn 30 vuodesta alumiinin yli tuhanteen vuoteen (taulukko 1).

Taulukko 1. Tärkeiden raaka-aineiden arvioitu riittävyys sekä tuotanto- ja käyttömääriä.

Raaka-aine	Tunnetut varat, milj.t metallia ¹⁾	Tuotanto 1991 (milj.t v ⁻¹)		Riittävyys (v) ⁴⁾
		toteutunut ²⁾	ennuste ³⁾	
rauta	89 000	945 ⁵⁾	531 ⁶⁾	90
alumiini	20 000		18,5	1100
kupari	1 150	8,59	9,1	130
sinkki	290	7,30	7,4	40
lyijy	145	5,51	3,4	30
nikkeli	93		0,95	90
koboltti	5 000	0,02	0,034	250000
kadmium		0,016	0,020	
elohopea			0,006	
platinametallit			0,0003	220 ⁷⁾

¹⁾ Paschen 1988.

²⁾ Metals and Minerals Annual Review 1992. Jalostetun metallin tuotanto- ja käyttömäärät vuonna 1991

³⁾ Young 1992. Arviot vuoden 1991 tuotantomääräksi on tehty U.S. Bureau of Mines:ssa (USBM)

⁴⁾ Tunnetut varat / tuotanto v. 1991 (toteutunut tai ennuste)

⁵⁾ rautamalmi ⁶⁾ raakarauta ⁷⁾ Lewinski 1992.

Metallien riittävyys on suhteellista ja vaihtelee ajallisesti ja alueellisesti. Hintojen kohotessa varat, joiden louhinta tällä hetkellä on kannattamatonta, muuttuvat kannattaviksi. Valtamerien syvänteiden metalliesiintymät (esim. Cu, Ni, Mn) ovat tällaisia mahdollisia tulevaisuuden metallivarantoja. Niiden laajuutta ja arvoa on kartoitettu paikallisesti. Merten metalliesiintymien kokonaismäärä ei kuitenkaan ole tiedossa (Materials and Society 1990, Holappa ja Jalkanen 1991, Beiersdorf ja von Stackelberg 1993).

Toisaalta vaihtoehtoisten metallilähteiden (esim. romun) ja korvaavien raaka-aineiden merkityksen ja käytön kasvaessa metallivarojen ehtyminen hidastuu.

1.2.2 Metallien kulutus

Metallien laajamittainen hyödyntäminen alkoi teollisen vallankumouksen myötä. Vuosien 1750 – 1900 välisenä aikajaksona maapallon väestö kaksinkertaistui, mutta mineraalien käyttö kymmenkertaistui, raakaraudan käyttö jopa 22 000-kertaistui (Young 1992).

Suurin osa metallivaroista kulutetaan teollisuusmaissa. 1970-luvulta lähtien on neitseellisten metallivarojen kulutus teollisuusmaissa kuitenkin kasvanut hitaammin kuin aiemmin, jopa osittain kääntynyt laskuun (kuva 4). Kehitysmaissa kulutus kasvaa puolestaan nopeammin kuin teollisuusmaissa (Young 1992). Teollisuusmaissa kulutusta vähensi mm. nk. öljykriisin (1973) takia pienentynyt rakennustuotanto. Lisäksi teollisuusmaiden siirtyminen ns. jälkiteolliseen kulttuuriin, raskaasta teollisuudesta palvelujen ja korkean teknologian tuottajiksi, vähentää raaka-aineiden tarvetta.

Neitseellisen raaka-aineen tarvetta on joidenkin metallien osalta saatu vähennettyä tehokkaalla kierrätyksellä. Esimerkkinä voidaan mainita käynnistysakkujen kierrätyksellä aikaansaatu neitseellisen lyijyraaka-aineen käytön väheneminen. Maailmalla vuosittain käytetystä lyijystä kierrätetään jo yli 50 % (Steil 1993).

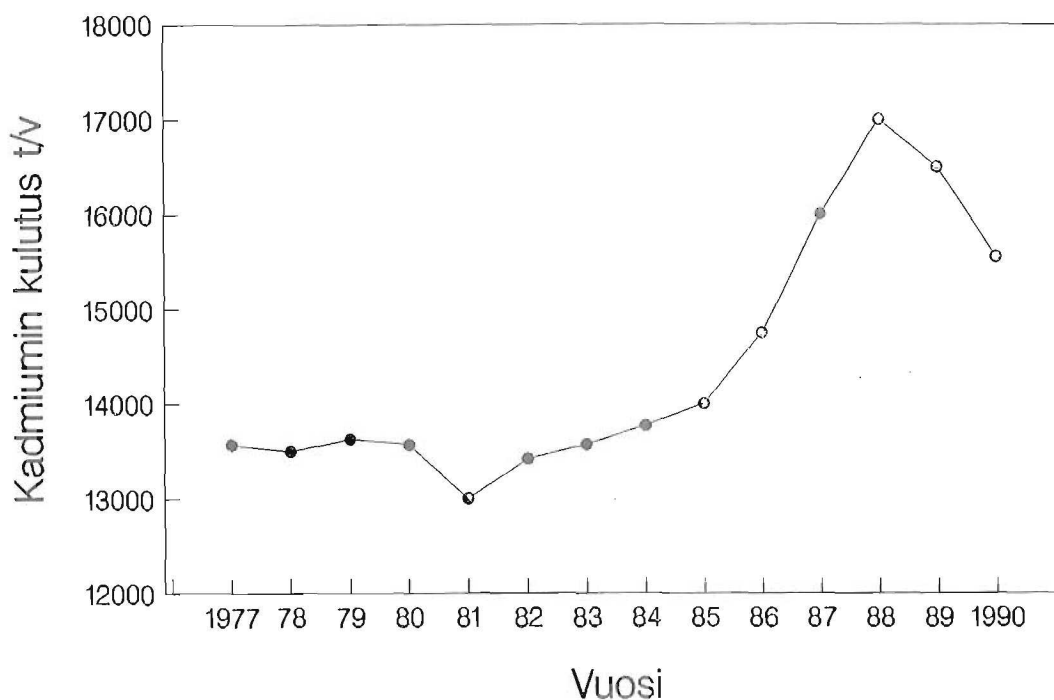
Viimeisen vuosikymmenen aikana esim. Pohjoismaissa on joidenkin haitallisten metallien käyttöä rajoitettu kielloilla. Tanska ja Ruotsi ovat kieltäneet kadmiumin käytön pigmenteissä, stabilisaattorina ja galvanoinnissa (Bjørnstad ja Havenstrøm 1992a & 1992b, SNV 1988). Tosin näistä kielloista sallitaan lukuisia poikkeuksia mm. tuotteissa, jotka liittyvät liikenne-, palo- ym. turvallisuuteen.

Metallien käytön painopistealueet muuttuvat tuotekehittelyn, erilaisten säädösten ja kulutustottumusten muutosten myötä. **Kadmiumin** käyttö esim. paristojen raaka-aineeksi kaksinkertaistui maailmassa 1980-luvun kuluessa (taulukko 2). Suomessa vastaava käyttö peräti kolminkertaistui v. 1980–1987.

Kupari on yksi vanhimmistakin ihmisen tuntemista metalleista. Kuparin hyvä sähköjohtavuus on syynä sen laajamittaiseen käyttöön elektroniikkateollisuuden raaka-aineena. Korkean hinnan takia metallista kuparia ja sen seoksia on kautta aikojen kerätty talteen ja kierrätetty. Viime aikoina sen korvaajina elektroniikkateollisuudessa on alettu käyttää mm. alumiinia ja optisia valokuituja (Meadows ym. 1993). Sähkötekninen teollisuus on kuitenkin edelleen suurin kuparin käyttäjä (taulukko 3).

Taulukko 2. Kadmiumin viiden tärkeimmän käyttökohteen osuudet kulutuksesta koko maailmassa v. 1981, 1984 ja 1989 (Cook 1991). Vertailukohtana Suomen kulutus v. 1980 ja 1987 (Myrkkysaiain neuvottelukunta 1982, Mukherjee 1989).

Käyttökohde	Osuus (%) maailman kulutuksesta			Suomen kulutus			
	1981	1984	1989	1980 (t v ⁻¹)	(%)	1987 (t v ⁻¹)	(%)
Pigmentit	27	24	24	5,5	22,5	3,34	13
Stabilisaattorit	12	15	10	9,9	41	2,5	9,5
Paristot ja akut	23	32	55	6,5	27	18	70
Pintakäsittely	32	24	8	0,13	0,5	0,04	0,1
Lejeeringit	4	5	3	2,28	9	1,9	7,4
Yhteensä	100	100	100	24,3	100	25,8	100



Kuva 4. Kadmiumin kulutus läntisillä markkinoilla v. 1977–1990 (Bjørnstad ja Havenstrøm 1992a).

Elohopean käyttöä on sen haitallisuuden takia jo pitkään pyritty vähentämään. Lämpömittareissa elohopean tilalla käytetään orgaanisia yhdisteitä, paristoissa elohopeapitoisuuksia pienennetään jatkuvasti (Eriksson 1988, Lindhqvist ja Christiansen 1990). Suomessa elohopean kulutus jakautui v. 1980 ja 1987 eri kohteisiin taulukon 4 mukaisesti (Mukherjee 1989). Eniten elohopeaa käytettiin paristojen tuotannossa sekä torjunta-aine- ja kloorialkaliteollisuudessa. 1980-luvulla elohopean käyttö paristojen raaka-aineena lisääntyi, mutta vuoden 1987 jälkeen se on vähentynyt koko Euroopassa. Elohopea on korvattu ns. normaalikäyttöön tarkoitetuissa alkaliparistoissa jo siinä määrin, että vuonna 1994 katsotaan tällaisten paristojen sisältävän

0 % elohopeaa. Myös erikoiskäyttöön tarkoitettujen paristojen tuotannossa on elohopean käyttöä vähennetty (Jensen ja Petersen 1993).

Lyijyä käytetään runsaasti erilaisiin tuotteisiin sekä metallisena että erilaisina kemiallisina yhdisteinä. Viime vuosina lyijyn käyttö esim. bensiinin lisäaineena ja pigmenttinä on vähentynyt. Sen sijaan mm. akkujen ja erilaisten elektronisten laitteiden lisääntynyt kulutus on näkynyt lyijyn kulutuksen kasvuna näihin käyttötarkoituksiin. Pohjoismaissa lyijyn kulutus kuitenkin väheni 25 % vuodesta 1985 vuoteen 1989 (Bjørnstad ja Havenstrøm 1992b). Maailman lyijymalmin tuotanto on viime aikoina myös vähentynyt kierrätyksen tehostumisen ansiosta. Lyijyn suurin käyttökohde Suomessa on akut (taulukko 5).

Taulukko 3. Metallisen kuparin käyttö eri teollisuudenaloilla Suomessa v. 1988 (Somerjoki 1991) ja koko maailmassa v. 1982.

Tuotannonala	Osuus (%)	
	Suomessa	koko maailmassa
Sähköteknilinen teollisuus	55	54
Rakennusteollisuus	25	20
Hienomekaniikka, optiikka	¹⁾	13
Liikenne	¹⁾	18
Muu	20	5
Yhteensä	100	100

¹⁾ Sisältyy muuhun

Taulukko 4. Elohopean käyttö eri kohteisiin Suomessa v. 1980 ja 1987 (Mukherjee 1989).

Käyttökohde	Kulutus Suomessa			
	v. 1980		v. 1987	
	(t v ⁻¹)	(%)	(t v ⁻¹)	(%)
Kloorialkaliteollisuus	3-4	17-22	3-4	16
Paristot	3,7	22	4,6-8,7	25-34
Lamput	0,2	1,2	0,1	1
Mittalaitteet	1,2-1,3	7-7,2	1,2-1,8	6-7
Hammashoito	3,4	20	2	11-8
Lääkinnällinen käyttö	3	18	2	11-8
Laboratoriokäyttö	0,08	0,5	1-2	5-8
Fungisidit	2,3	14	4,7	25-19
Yhteensä	16,9-18	100	18,6-25,4	100

Taulukko 5. Lyijyn käyttö Suomessa v. 1990 (Mukherjee 1993).

Käyttökohde	Kulutus (t v ⁻¹)	Osuus (%)
Akut	9 500	43
Kaapeleiden vaipat	1 830	8
Ammukset	2 740	12
Sivuaineksena		
Cu-rikasteessa	1 300	6
Zn-rikasteessa	4 360	20
Hiilessä	130	<1
Öljyssä	1	<1
Stabilisaattorit	740	3
Puolivalmisteet	420	2
Maalit	190	1
Juotokset	130	<1
Ydinvoimaloiden säteilysuojaus	200	<1
Lasi/keramiikka	<10	<1
Muut (tasapainolyijyt, painot ym.)	400	2
Yhteensä	21 950	100

Taulukko 6. Primäärituotannossa valmistetun sinkin kulutus (milj. t v⁻¹) läntisessä maailmassa v. 1950 – 1990 (Wall 1993).

Käyttökohde	Kulutus v. 1950	Kulutus v. 1990
Teräksen sinkitys	0,8	2,44
Messinkituotanto	0,42	1,02
Zn-valulejeeringit	0,4	0,78
Zn-värit	0,16	0,47
Zn-levyt	0,28	0,33
Muu	0,04	0,16
Yhteensä	2,13	5,2

Sinkin tärkein käyttökohde on raudan ja teräksen ruostesuojauksessa (sinkitys), sillä ilman kanssa kosketuksissa oleva Zn-pinta peittyy oksidi- tai karbonaattikalvolla, jotka suojaavat metallia ilmakehän vaikutuksilta. Muita tärkeitä käyttökohteita ovat messinki, metallivalut, värit (maaleissa, lasi- ja posliinitavaroissa ym.) ja muut kemialliset yhdisteet (taulukko 6). Sinkin tärkeimpiä korvaajia ovat alumiini ja muovi (Eriksson 1991). Vuonna 1990 oli sinkin primäärituotanto 5,2 miljoonaa tonnia. Tämän tuottamiseen käytettiin n. 10 % romuraaka-ainetta.

Rautaa käytetään pääasiassa rakennustoiminnassa sekä liikennevälineiden ja erilaisten koneiden tuotannossa. Pieniä määriä käytetään myös pigmenttinä ja katalysaattorina.

Alumiinia käytetään pääasiassa liikennevälinetuotannossa (erityisesti lentokoneiden valmistuksessa), rakentamisessa, sähköteollisuudessa ja pakkaustuotannossa sekä yhdisteinä mm. vedenpuhdistuksessa. Alumiinisten juomatölkkiä kierrätys onnistuu yleensä hyvin. Vuonna 1990 kierrätettiin USA:ssa 64 % kaikista käytetyistä alumiinisista juomatölkeistä. Ruotsissa kierrätysaste oli samana vuonna peräti 83 %, Sveitsissä 40 %, Kreikassa 25 %, Itävallassa 24 % ja Italiassa 10 % (Wirtz 1991). Alumiinisten juomatölkkiä markkinaosuus vaihtelee maittain. Ruotsissa ja Kreikassa käytetään pelkästään alumiinisia tölkkejä. Alumiinin primäärituotanto oli vuonna 1975 12,7 ja vuonna 1987 16 miljoonaa tonnia (Eriksson 1991).

1.2.3 Muuttuva yhdyskuntajätehuolto

Tutkimuksen kuluessa kunnallisessa yhdyskuntajätehuollossa on tapahtunut muutoksia. Taloudellisesti huonojen vuosien aikana yhdyskuntajätteen kertymät ovat pienentyneet. YTV:n alueelta kaatopaikalle vastaanotetun jätteen määrä on huippuvuodesta 1989 vuoteen 1992 pienentynyt noin 30 % (taulukko 7). Vähennys johtuu ensisijaisesti rakennustoiminnan lamasta ja rakennusjätteen vähennyksestä (Rautkari 1993).

Määrän ohella myös yhdyskuntajätteen koostumus on muuttunut. Turussa on mm. todettu jätteen lämpöarvon nousseen muovin ja paperin lisääntymisen myötä (Paananen 1993). Hyötykäyttö ja kierrätys on lisääntynyt mm. erilaisten kierrätyskokeilujen myötä. Koejärjestelmät on joillakin paikkakunnilla muutettu pysyviksi lajittelukäytännöiksi (esim. Helsinki, Turku, Kangasala).

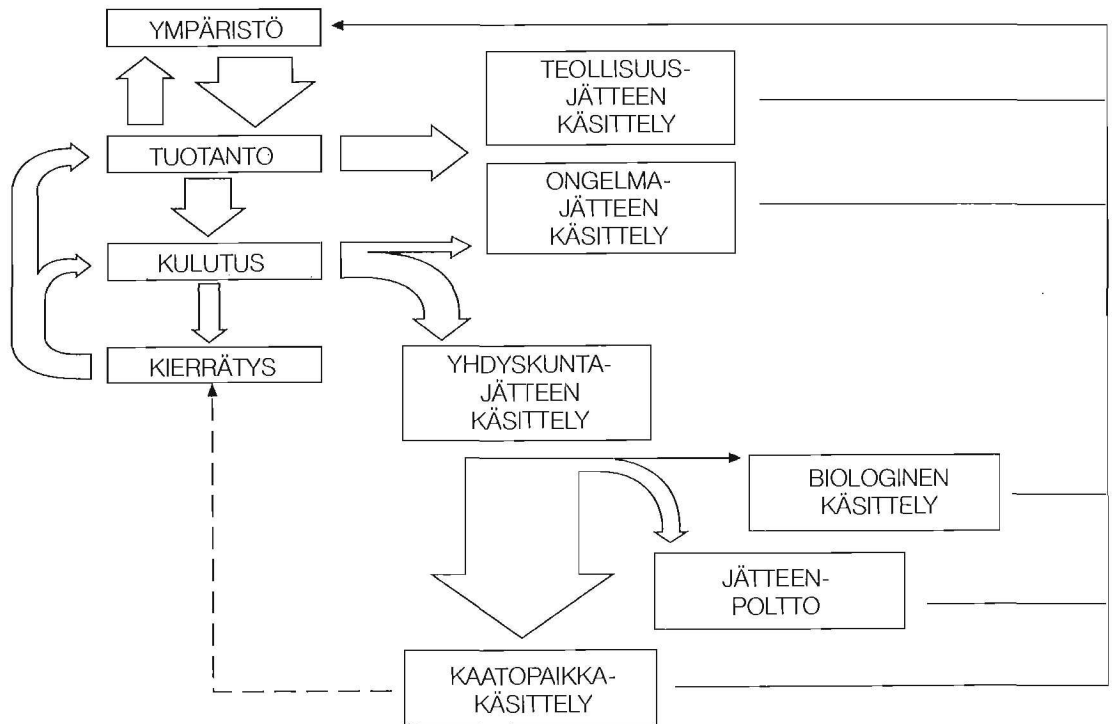
Tiukentuva lainsäädäntö aiheuttaa mm. haitallisten aineiden käytön ja siten jätteeseen päätyvien määrien jatkuvaa vähennystä, esimerkkinä paristojen elohopeamäärien pieneneminen. Toisaalta esim. NiCd-akkujen kulutus kasvaa jatkuvasti ja vaikuttaa päinvastaisesti. Kuluttajien valistumisen ja tiedotuksen tehostumisen myötä ongelma-ajatteiden erottelu ja talteenotto kotitalouksista tehostuu.

1.2.4 Yhdyskuntajätehuollon metallivirrat

Aine-, energia- ja informaatiovirrat muodostavat yhteiskunnassa erilaisia toimintaverkostoja. Ympäristöstä otettavat aineet ja energia sidotaan yhteiskunnan prosesseissa erilaisiin tuotteisiin, joissa ne päätyvät kulutuksen jälkeen takaisin ympäristöön kiinteinä, nestemäisinä tai kaasumaisina jätteinä sekä lämpöenergiana. Tuotannossa ja kulutuksessa aineiden olomuodot muuttuvat.

Taulukko 7. YTV:n alueelta Ämmässuon kaatopaikalle vastaanotetut jätemäärät (t v⁻¹) v. 1989–1992.

	1989	1990	1991	1992
Jätekertymä	640 000	607 000	508 000	435 000



Kuva 5. Aineiden kierto ympäristöstä tuotannon ja kulutuksen kautta jätehuoltoon ja takaisin ympäristöön.

Yhdyskuntajätehuollon metallivirrat muodostuvat erilaisten tuotteiden ja muiden jäteaineiden sisältämistä metalleista. Käytön jälkeen tuotteet hylätään ja ne ohjautuvat osittain kierrätykseen (uudelleenkäytettäväksi tai uusiokäyttöön), osittain jätteenkäsittelyjärjestelmään (kaatopaikalle, jätteiden polttolaitokselle, jätevedenpuhdistamolle, kiinteiden jätteiden biologiselle käsittelylaitokselle tai ongelmajätteiden käsittelylaitokselle). Jätteiden käsittelypaikoilta osa tuotteiden sisältämistä metalleista leviää ympäristöön erilaisten päästöjen, kuten kaatopaikan suotovesien ja polttolaitoksen savukaasujen mukana (kuva 5). Käsittelypaikoilta voidaan tuotteiden ja muiden jäteaineiden sisältämien metallien virtoja ohjata edelleen myös hyötykäyttöön erillissi-joituksen ja/tai mahdollisen esikäsittelyn jälkeen.

Tuotteiden sisältämistä metalleista osa varastoituu pitkäikäisissä tuotteissa kotitalouksiin, toimistoihin tai muihin tuotteita käyttäviin yksiköihin. Varastot purkautuvat jätteen käsittelyjärjestelmään vasta vuosia käyttöönoton jälkeen. Pitkäikäisiä tuotteita ovat mm. kodinkoneet ja tietokoneet, kun taas lyhytikäisiä ovat esim. alumiinifolio ja useimmat pakkaukset.

1.2.5 Metallijätteen hyötykäytön nykytilanne

Suomessa on arvioitu muodostuvan yhdyskuntajätteeksi luokiteltavaa jätettä vuosittain noin 3,1 miljoonaa tonnia, josta hyödynnetään 19 % (Jätehuollon neuvottelukunta 1991). Kaatopaikoillemme ja polttoon päätyy noin 2,5 miljoonaa tonnia yhdyskuntajätettä vuosittain. Valtioneuvoston (1988) eduskunnalle antamassa ympäristöpoliittisessa selonteossa on jätehuollon kehittämistarpeisiin ja -tavoitteisiin kirjattu mm. tavoite yhdyskuntajätteiden hyödyntämistason nostamisesta 50 %:iin vuoteen 2000 mennessä.

Jätehuollon neuvottelukunnan (1988) laatimassa kierrätysohjelmassa on esitetty, että ns. valkoisesta kodinkoneromusta tulisi vuoteen 1995 mennessä kierrättää materiaalina vähintään 6 000 tonnia vuosittain.

Vuoden 1993 lopulla hyväksytyn jätelain (1072/93) yleisen periaatteen mukaisesti on kaikessa toiminnassa mahdollisuuksien mukaan huolehdittava siitä, että jätettä syntyy mahdollisimman vähän eikä se aiheuta haittaa jätehuoltojärjestelmälle tai terveydelle ja ympäristölle. Mikäli jätteen syntyä ei voida ennalta ehkäistä, tulee ensisijaisesti hyödyntää jätteen sisältämä aine ja toissijaisesti sen sisältämä energia. Vasta jos näitä hyödyntämisvaihtoehtoja ei voida käyttää, tulee huolehtia jätteen käsittelemisestä asianmukaisella tavalla.

Yhdyskuntajätteen metallien kierrätys on taloudellisista suhdanteista riippuvaa toimintaa. Romusta kulloinkin maksettava hinta säätelee pitkälti vapaaehtoisen kierrätyksen toteutusta. Taloudellinen kannattamattomuus hidastaa, saattaa ehkäistäkin, muidenkin jätteiden kierrätyksen yleistymistä. Jätteistä erotettujen jakeiden tiellä uudelleen tuotannon raaka-aineiksi on varastointia, jakeiden puhdistusta, keräystä ja kuljetusta, joista kaikista aiheutuu kustannuksia. Lisäksi hyötykäyttöä ehkäisee markkinoihin liittyvät epävarmuudet mm. kysynnän ja tarjonnan kestosta ja tuotteen laadusta (Wallin 1986).

Metalliromun keräily on järjestetty kunnissa pääasiassa romuliikkeiden avulla. Yleensä kaatopaikoilla, kierrätyskeskusten tai ostoskeskusten yhteydessä on romulavoja, joihin kuntalaiset voivat tuoda mm. käytöstä poistettuja kodinkoneita ja muuta metallijätettä. Kunnissa järjestetään myös metallijätteen keräystempauksia, jolloin asuntoalueilla kiertäville romulavoille voi viedä kotiin kertynyttä metallijätettä. YTV:n alueella on todettu suurimman osan tällaisilla keräyksillä saatavasta metalliromusta olevan rautaa (Raveala 1991). Talteensaatu romu lähetetään sen laadusta riippuen metalli- ja konepajoille tai teollisuuden metallisulattoihin jatkokäsiteltäväksi (liite 1).

Osa esim. kierrätyskeskuksiin tuoduista kodinkoneista voidaan kunnostaa ja viedä nykytilanteessa mm. Eettiin sekä Itä-Euroopan maihin, missä käytetyillekin kodinkoneille on kysyntää. Kodinkoneita voidaan myös kunnostaa kokonaan uusiin käyttötarkoituksiin. Tästä on esimerkkinä pakastimien kunnostus kompostoreiksi.

Teollisuudessa muodostuvat metallijätteet hyödynnetään tehokkaasti jo tällä hetkellä. Tilastokeskuksen tietojen mukaan vuonna 1987 teollisuudessa syntyneestä metallijätteestä (valtaosa rauta- ja teräsromua ja -jätettä) n. 97 % ohjautui hyötykäyttöön tai kierrätettiin tuotantolaitoksen sisällä (Vahvelainen ja Isaksson 1992). Osuuskunta Teollisuuden Romun kautta ohjautui vuonna 1992 metalliteollisuuden käyttöön keräysromua 261 000 t (taulukko 8).

Taulukko 8. Kotimaisen romun keräysmäärän ($t \cdot v^{-1}$) kehitys vuosina 1989–1993
Osuuskunta Teollisuuden Romun mukaan (Roilanen 1993).

	1989	1990	1991	1992 ¹⁾	1993
Kerätty romumäärä	397 000	434 000	368 000	261 000	kasvava

¹⁾ romun vienti ulkomaille alkoi

1.2.6 Metallijätteen haitallisuus ja vaikutus jätteiden käsittelyprosesseihin

Uudessa jätelaissa (1072/93) annetaan tuotannon harjoittajan tai tuotteen maahantuojan huolehdittavaksi se, että käytöstä poistettavasta tuotteesta syntyy terveyden, ympäristön ja jätehuollon kannalta mahdollisimman haitatonta jätettä.

Jätteen haitallisuus voidaan suppeasti määriteltynä käsittää haitallisina vaikutuksina esim. eliöille, ekosysteemille ja jätteiden käsittelyjärjestelmille. Useat metallit, kuten kupari ja sinkki, ovat pieninä pitoisuuksina tarpeellisia, jopa välttämättömiä ihmisille ja muille eliöille, mutta suurempina pitoisuuksina myrkyllisiä.

Raskasmetallit ovat ympäristössä erityisen haitallisia rasvaliukoisuutensa ja kertyvyytensä vuoksi. Kadmium, kupari, lyijy ja elohopea on todettu kroonisesti toksisiksi vesieliöille jo erittäin pieninä pitoisuuksina (taulukko 9). LOEC-arvojen (Lowest Observed Effect Concentration) esittämä krooninen toksisuus ei ole käsitteenä yksiselitteinen, sillä kroonisuus vaihtelee mm. testiajan pituudesta ja testilajin eliniästä. Taulukossa 9 esitetyt LTD₅₀-arvot (Lowest Tumorigenic Dose) tukevat kuitenkin esitettyä arviota ainakin kadmiumin, elohopean ja lyijyn haitallisuudesta.

Laajemmin tarkasteltuna jätteen haitallisuuteen vaikuttavat jo jätteen sisältämien materiaalien ja tuotteiden tuotantovaiheessa muodostuvat päästöt ja ympäristövaikutukset. Tällaisessa elinkaarianalysissä tulee arvioitavaksi metallien osalta mm. louhintaan, rikastukseen, jalostukseen, kulutukseen ja jätehuoltoon liittyvät päästöt ja vaikutukset ilmaan, vesiin ja maaperään (liite 2).

Tuotteiden kulutuksesta haittoja ja haitallisia päästöjä muodostuu pääasiassa tuotteiden metallien päätyessä jätteisiin ja jätehuoltojärjestelmiin (liite 2). Poikkeuksena tästä voidaan mainita esim. lyijyhauhit, jotka kulutuksessa päätyvät luontoon ja jätehuoltojärjestelmän ulkopuolelle. Samoin käy luontoon roskina heitettäville tölkeille.

Taulukko 9. Metallien haitallisuus vesieliöille ja jyrsijöille.

Metalli	Krooninen toksisuus LOEC ¹⁾ (mg l ⁻¹)	Taipumus aiheuttaa kasvaimia ²⁾ LTD ₅₀ (mg kg ⁻¹)
Cd(II)	0,00017	0,013 ³⁾
Cu(II)	0,0000007	
Fe(II/III)	4,37	
Hg(II)	0,00026	3,55
Pb(II)	0,0007	28,2
Zn(II)	0,030	

¹⁾ LOEC (Lowest Observed Effect Concentration) merkitsee tässä yhteydessä alinta pitoisuutta, jolla on havaittu olevan pitkäaikaisaltistuksessa haitallisia vaikutuksia vesieliöille.

²⁾ Taipumus aiheuttaa kasvaimia, tutkittu jyrsijöillä. LTD₅₀ (Lowest Tumorigenic Dose) on annos, joka aiheuttaa kasvaimia 50 %:lle testieliöinä olleista jyrsijöistä.

³⁾ Hengitettynä.

Lähteet: Shepard 1983, Nikunen ym. 1990, Lewis 1990, 1991 ja 1992, Gold ym. 1993

Seuraavassa tarkastellaan jätteiden joukossa olevista metalleista aiheutuvia haittoja jätteidenkäsittelyjärjestelmille ja ympäristölle. Metallien tuotantovaiheiden päästöt ja ympäristövaikutukset jätetään tarkastelun ulkopuolelle.

Metallijätteiden vaikutus jätteiden käsittelyprosesseihin

Kaatopaikat

Kaatopaikoille viedyt metallijätteet hajoavat ajan myötä. Jätteiden hajotessa niiden sisältämät metallit leviävät pääasiassa kaatopaikan suotovesien mukana ympäristöön. Viive voi olla pitkä, jos hajoaminen on hidasta.

Esimerkkinä voidaan tarkastella rautaromua. Rauta sinänsä on suhteellisen haitaton aine, mutta siitä jalostetaan yleensä terästä, jonka seos- ja lisäaineina käytetään mm. kromia ja nikkeliä. Kaatopaikassa rautaromu ruostuu ja hajoaa, minkä seurauksena sen sisältämät haitalliset lisäaineet vapautuvat ja purkautuvat suotovesissä pohjavesiin tai muualle ympäristöön (Ogilvie 1992). Rauta sellaisenaankin on haitallinen mm. suotovesien käsittelyjärjestelmien kannalta. Suotoveden pääainesosana rauta saattaa toimia myös mm. raskasmetallien kersaostajana. Metallien liukeneminen ja liikkuvuus riippuvat kaatopaikassa vallitsevista olosuhteista, erityisesti redox-potentiaalista, happamuudesta ja kompleksoivien aineiden esiintymisestä.

Metallien vaikutuksesta jätteiden biologisiin hajoamisprosesseihin on mm. Vuosaaren kaatopaikalla todettu raskasmetallien, erityisesti sinkin hidastavan anaerobista hajoamista ja sen tuotteena syntyvän metaanin muodostumista (Ekono Oy 1987).

Jätteen hajoamisen seurauksena kaatopaikan lämpötila kohoaa ja etenkin kesäaikana kaatopaikka voi syttyä palamaan. Tulipalon aikana kaatopaikan lämpötila voi kohota satoihin asteisiin. Teoreettisesti on mahdollista, että tässä yhteydessä erityisesti elohopea höyrystyy ja purkautuu savukaasuissa ympäristöön ja työntekijöiden ja mahdollisen sammutushenkilöstön hengitysilmaan. Asiaa ei kuitenkaan vielä ole tutkittu. Jätteen olomuoto ja muut seikat vaikuttavat tapahtumiin käytännössä (Ettala 1994).

Kompostointi/biologinen käsittely

Jätteiden kompostointia edeltää lajittelu, jossa muu kuin jätteen orgaaninen aines pyritään poistamaan. Puhtaan orgaanisen jakeen aikaansaaminen edellyttää yleensä jonkinasteista jätteen syntypaikkalajittelua (esim. lajittelua märkiin ja kuiviin jätteisiin). Pelkässä laitospöydässä lajittelussa epäpuhtauksiksi jäävät pienet metalliesineet, muovit ym. sisältävät joko itsessään tai epäpuhtauksina metalleja mm. pigmenteissa ja stabilisaattoreissa. Nämä saattavat olla jossain määrin häiritseviä jo itse kompostoitumiselle, mutta heikentävät etenkin lopputuotteen laatua. Korkeita raskasmetallipitoisuuksia tai jopa kokonaisia metallikappaleita sisältävää kompostia ei voida käyttää maanparannusaineena (Hoitink ym. 1993).

Jätteiden poltto

Jätteiden polton päästötutkimuksissa on alumiinin, raudan, sinkin ja etenkin kuparin havaittu toimivan katalysaattoreina supermyrkyiksi luokiteltavien polykloorattujen dioksiinien (PCDD) ja dibentsofuraanien (PCDF) muodostumisessa (Aittola ym. 1991, Hinton ja Lane 1991, Halonen ym. 1993). Halosen ym. (1993) mukaan kupari katalysoi erityisesti palamisen jälkeen tapahtuvaa PCDD/PCDF:n muodostumista.

Jätteitä poltettaessa kadmium, elohopea ja lyijy höyrystyvät ja purkautuvat savukaasuissa ja niiden puhdistusjätteistä ympäristöön (Vogg ym. 1986, Tamaddon ja Hogland 1993). Myös muut polttoon joutuvat metallit (esim. teräksen lisäaineet) purkautuvat poltosta osittain päästöinä ilmaan ja veteen. Loppu jää kuonaan, lentotuhkaan ja savukaasun puhdistusjätteeseen. Tinatun ohutlevyn tina osittain sulaa ja jää polttoarinalle, osittain kontaminoi rautaa sisältävän kuonan ja laskee rautaromun kierrätysarvoa (Ogilvie 1992). Poltettavassa jätteessä esiintyvä alumiini sulaa jo alhaisemmassa lämpötilassa kuin poltossa yleisesti käytetään. Alumiinin sulaminen aiheuttaa tukkeumia kattilan palamisilman aukkoihin ja arinaan ja vähentää näin palamisen tehokkuutta (Aittola ym. 1991).

1.3 Tutkimuksen tavoitteet ja raja

Tutkimuksen päätavoitteena on ollut yhdyskuntajätehuollon, erityisesti kiinteän yhdyskuntajätteen, tärkeimpien metallien virtojen analysointi. Tutkittavien metallien valintakriteereinä käytettiin sekä niiden haitallisuutta että kierrätys- ja hyötykäyttökelpoisuutta. Tutkittaviksi valittiin alumiini (Al), kadmium (Cd), kupari (Cu), rauta (Fe), elohopea (Hg), lyijy (Pb) ja sinkki (Zn). Tutkimuksessa analysoitiin kiinteän yhdyskuntajätteen osalta näiden metallien pääasialliset lähteet (tuotteet) sekä kulutus- ja talteensaantimääriä ja -reittejä. Toisaalta tutkittiin empiirisesti tietyllä rajatulla alueella muodostuvan kiinteän yhdyskuntajätteen muodostumista, koostumusta ja käsittelyä.

Tutkimuksen tavoitteena oli:

- analysoida tutkittavien metallien virrat yhdyskuntajätehuoltoon,
- määrittää tutkittavien metallien pääasiallisina lähteinä olevat tuotteet ja materiaalit,
- arvioida miten materiaali- ja jätehuoltomenetelmät vaikuttavat metallivirtoihin,
- arvioida mitä metalleja jätteistä voidaan poistaa lajittelemalla ja kierrättämällä tai käyttämällä muulla tavoin hyödyksi,
- arvioida miten jätehuollon metallivirtoja (tai yleisemmin ainevirtoja) voidaan tehokkaasti analysoida käsitteellisesti ja kokeellisesti sekä
- selvittää miten ainevirta-analyysi soveltuu jätehuollon ainevirtojen määrittämiseen.

Yhdyskuntajätteeksi on tutkimuksessa katsottu kuuluvaksi ns. tavanomainen kiinteä yhdyskuntajäte, joka käsittää kotitalouksista, toimistoista, liikkeistä sekä erilaisista palvelulaitoksista ja -yrityksistä peräisin olevia jätteitä. Näiden määrän ja koostumuksen voidaan olettaa olevan samantyyppistä useimmissa kaupungeissa (Juvonen 1988). Tuotantoperäiset yhdyskuntajätteet vaihtelevat paikkakunnittain ja ne rajattiin pois tutkimuksen piiristä. Samoin romuautot ja muut autoihin liittyvät metallivirrat rajattiin pois, koska niitä on käsitelty muissa tutkimuksissa.

Tutkimuksen kuluessa kunnallisessa yhdyskuntajätehuollossa on tapahtunut muutoksia. Viimeisten, taloudellisesti huonojen, vuosien aikana ovat yhdyskuntajätteen kertymät pienentyneet. Määrän ohella myös yhdyskuntajätteen koostumus on muuttunut (luku 1.2.3). Tutkimuksessa saadut arviot yhdyskuntajätehuollon metallivirroista eivät mm. muutosprosessien takia voi olla absoluuttisia totuuksia. Kuitenkin ne antavat karkealla tasolla tietoa metallien valtalähteistä, käytetyistä käsittelyvaihtoehdoista ja hyötykäyttöpotentiaalista.

Tutkimuksesta saatavia tuloksia voidaan käyttää

1. jätehuoltojärjestelmien yleisessä suunnittelussa ja mitoituksessa,
2. arvioitaessa jätteenkäsittelymenetelmien ympäristövaikutuksia,
3. arvioitaessa erilliskeräilyn kohdentamista jätteiden käsittelyssä syntyvien päästöjen minimoimiseksi ja kierrätyksen maksimoimiseksi,
4. pohjana päätöksille, joilla pyritään ohjaamaan tuotantoa vähemmän haitallisten tuotteiden suuntaan sekä
5. tietohuollon, esim. tilastoinnin kehittämisessä.

2 MENETELMÄT JA AINEISTO

2.1 Yleistä tutkimuksen toteutuksesta

Jätehuoltoprosessissa kulkevien jätteiden määrän ja koostumuksen tutkimuksille voidaan esittää pääasiallisesti kaksi vaihtoehtoista lähestymistapaa. Nämä päävaihtoehdot voidaan kuitenkin vielä jakaa alakohtiin:

1. prosessin lopputuotteen eli jätteen tarkastelu (engl. output approach)
 - 1a. jätekuormien ja -säiliöiden sisällön tarkastelu
 - 1b. jätteenkäsittelyprosessissa (esim. poltossa, kompostoinnissa) muodostuvien lopputuotteiden tarkastelu
2. prosessiin joutuvien raaka-aineiden tarkastelu (ainevirtatarkastelu, engl. input approach)
 - 2a. kulutukseen ja sitä kautta jätehuoltoprosessiin päätyvien tuote- ja ainevirtojen tarkastelu
 - 2b. jätehuoltoprosessissa mahdollisesti syntyvien välituotteiden (esim. erilliskerättyjen jättejakeiden) tarkastelu

Lopputuotetta voidaan tutkia empiirisesti ottamalla näytteitä ja analysoimalla niitä. Raaka-ainevirtoja ja tuotteita tarkastellaan usein tilastojen, kirjallisuuden ja haastattelujen perusteella (Smith 1975, Brunner ja Ernst 1986, Baccini ja Brunner 1991). Toisaalta myös tuotteiden ja jätehuoltoprosessiin (mm. käsittelylaitokseen) tulevien jätteiden input voidaan mitata (Juvonen ja Kaila 1987).

Lopputuotteeseen kohdistuvaa tutkimustapaa on käytetty huomattavasti yleisemmin, mutta se vaatii paljon voimavaroja ja siihen liittyy useita epävarmuustekijöitä, jotka haittaavat tulosten yleistämistä. Jätteistä otettavat näytteet ovat ajallisesti ja paikallisesti sidottuja. Vuodenaikais-, alueellisten ym. jätteen laadussa tapahtuvien vaihteluiden selvittäminen vaatii laajoja ja pitkäaikaisia tutkimuksia sekä suurta näytemäärää. Heterogeenisen koostumuksen takia edustavien näytteiden saaminen jätteestä on lisäksi ongelma sinänsä (Smith 1975, Brunner ja Ernst 1986).

Ainevirtatarkastelussa aika- ja paikkasidonnaisuus sekä näytteenotto-ongelma voidaan välttää, mutta lähestymistapaan liittyy silti epävarmuustekijöitä. Ainevirtatarkastelu kohdistuu jätteen tuote- ja aineluokkiin, jolloin jättejakeet, jotka eivät synny tuotanto-kulutusprosessissa (esim. puutarhajäte, katujen lakaisujäte), jäävät ottamatta huomioon (Smith 1975). Tilastot ja rekisterit eivät aina ole riittävän yksityiskohtaisia tarpeellisen tiedon saamiseksi. Eri prosesseissa kulkevat ainemäärät ilmaistaan usein toisistaan poikkeavilla ja vertailukelvottomilla yksiköillä. Ainevirta-analyysissa joudutaan

loogisen etenemisen sijaan usein tukeutumaan oletuksiin, joille ei tilastoista tai muista lähteistä löydy varmennusta (Smith 1975).

Edellä mainittujen kahden erilaisen lähestymistavan yhtäaikaisella käytöllä voidaan kummankin heikkoja puolia kompensoida (Smith 1975). Nyt raportoitava yhdyskuntajätteen metallivirtoja käsittelevä tutkimus toteutettiin kaksivaiheisena. Ensinnä tehtiin kirjallisuustutkimus (Poutanen 1992), jota täydennettiin empiirisestä tutkimuksesta saadulla aineistolla.

2.2 Kirjallisuustutkimus

Kirjallisuustutkimuksessa käytettiin aiemmin tehtyjä tutkimuksia ja tilastoja sekä haastateltiin tuotteiden valmistajia ja maahantuojia. Näin saatujen tietojen perusteella valittiin tarkasteltaviksi tuotteet, joista yhdyskuntajätteen metallikuorma pääasiassa muodostuu. Tuotteiden koostumus- ja kulutustietojen perusteella laskettiin tuotteiden hylkäyksessä ympäristöön kulkeutuvat metallivirrat. Tuotteiden hylkäysosuuksia arvioitaessa jouduttiin usein turvautumaan oletuksiin. Lopullisia jätteisiin päätyviä metallivirtoja arvioitaessa otettiin huomioon myös erilaisten keräysorganisaatioiden talteensaamat metallit (Poutanen 1992).

Metallien hyötykäytön nykyistä tilannetta ja tulevaisuutta kartoitettaessa haastateltiin metallien hyödyntäjiä; metallien keräys- ja käsittelyorganisaation edustajia (mm. Metalliyhtymä Oy, Kuusakoski Oy, Jalopinta Ky, Minimetalli, Sörnäisten Romu) sekä metalliromun käyttäjiä (Outokumpu Oy).

Tuotelähtöisen ainevirtatarkastelun toteutuksessa havaittiin joitakin ongelmia. Julkaistua aineistoa löytyi runsaasti kadmiumista, elohopeasta ja lyijystä, joita on jo pitkän ajan kuluessa tutkittu niiden haitallisuuden takia. Näitä sisältävät tuotteet ja suurelta osin niiden koostumuskin tunnetaan (Franklin Associates Ltd. 1989, Sigfrid ym. 1992, OECD Environment Directorate 1993, Hogland ym. 1990, SFT 1990). Muiden metallien lähteitä ei juurikaan ole eritelty tutkimusraporteissa tai muussa kirjallisuudessa ja tiedot niiden kulutusmääristä ovat vajavaisia.

Tilastoja (mm. ulkomaankauppa- ja teollisuustilastoja) käytettiin kirjallisuustiedon täydentämisessä. Jätteen metallipitoisuuksiin (pääasiallisesti) vaikuttavien tuotteiden käyttömäärät voitiin kuitenkin vain joissakin tapauksissa laskea suoraan tilastojen avulla.

Arvioitaessa pitkäikäisten tuotteiden päätymistä jätteeksi oli ongelmana tuotteiden teoreettisen ja todellisen käyttöiän väliset erot ja tuotteiden koostumuksen muuttuminen vuosien kuluessa. Tuotteiden todellinen käyttöikä vaihtelee suuresti riippuen mm. käytön intensiteetistä, korjausmahdollisuudesta ja huoltotiheydestä (Dahl 1980). Tuotteiden koostumus muuttuu vuosien kuluessa, kun malleja kehitetään tehokkaammiksi, kevyemmiksi jne. Tuotteiden koostumuksia ja kulutusmääriä tiedusteltiin maahantuojilta, valmistajilta ja myyjiltä puhelimitse. Vastauksista tehtiin yleistysia ja niiden pohjalta tehdyt laskelmat ovat suuntaa-antavia.

Lisäksi tuotelähtöisen tarkastelun ulkopuolelle jäävät lähes kaikki kemiallisissa yhdisteissä esiintyvät sekä lejeeringeissä, pinnoitteissa tai muuten metalliseoksina käytetyt metallit.

2.3 Empiirinen tutkimus

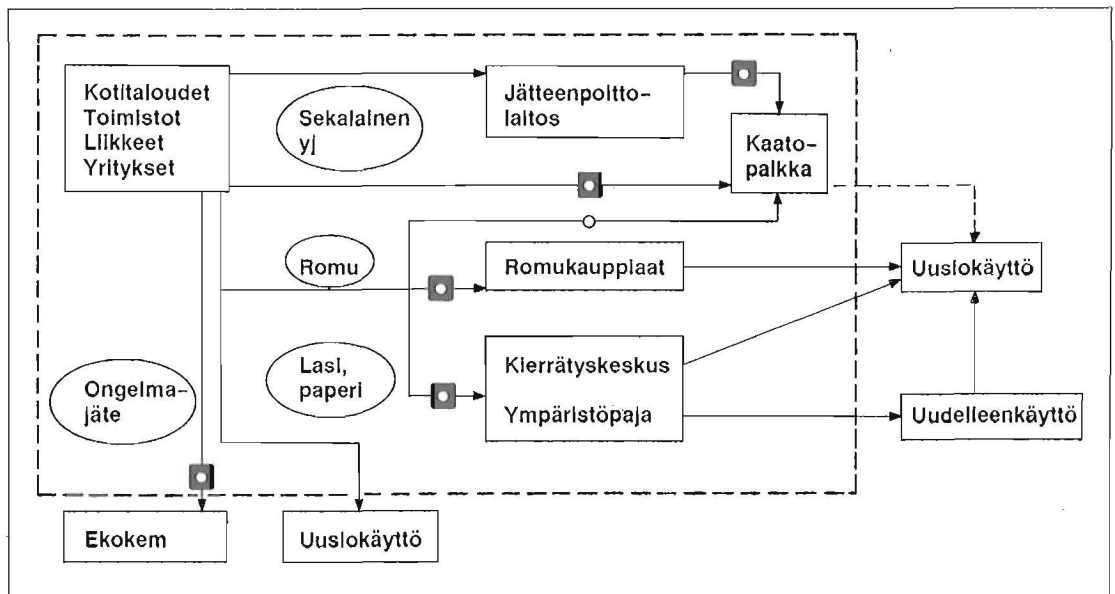
Metallivirtojen arviointi käynnistettiin syksyllä 1991. Mittauksen kohteiksi valittiin alustavasti kaksi yhdyskuntajätettä käsittelevää laitosta: Turun jätteenpolttolaitos ja Vaasan Mustasaaren biologinen jätteenkäsittelylaitos. Viimeksi mainitulla seurannasta kuitenkin luovuttiin, koska laitokselle tulevan ja sen prosesseissa käsiteltävän jätteen laatuun oli odotettavissa muutoksia suunnitellun seurantajakson aikana. Laitoksen toiminnan optimiolosuhteita etsittiin erilaisilla prosessimuutoksilla syksyn 1991 aikana. Lisäksi laitoksen toiminnan tehostamiseksi oltiin uudistamassa Vaasan kaupungin ohjeita kotitalousjätteen lajittelusta.

2.3.1 Tutkimuksen kohteena oleva alue ja yhdyskuntajätehuoltoprosessi

Turun jätteenpolttolaitos soveltuu yhdyskuntajätteen metallivirtojen tutkimuskohteeksi, koska siellä käsitellään keskitetysti kaksi kolmannesta Turun kaupungin yhdyskuntajätteistä.

Turussa oli vuoden 1992 aikana 160 500 vakinaista asukasta. Turun kaupungin tilastotoimiston arvion mukaan kaupungissa on lisäksi noin 10 000 tilapäistä asukasta (opiskelijoita, tilapäistyöläisiä, varusmiehiä). Asuntokuntia oli samana vuonna ennakkotiedon mukaan 77 670.

Turun yhdyskuntajätteestä erotettiin tutkimuskauden aikana erilliskeräyksillä mm. lasi-, paperi- ja ongelmajätteet. Metalli- ja muuta romua kerättiin kaatopaikan ja Kierrätyskeskuksen romulavoille sekä romukauppiaille. Kerätty romu toimitettiin uusiokäyttöön. Kierrätyskeskus ja Ympäristöpaja ottivat lisäksi vastaan epäkunnossa olevia kodinkoneita, joista osa korjattiin ja myytiin Eestiin, osa toimitettiin romukauppiaiden kautta uusiokäyttöön.



- Metallitutkimuksen kannalta tärkeä jätevirta
- Jätevirran suuruus tiedossa

Kuva 6. Kaavio Turun kaupungin yhdyskuntajätehuollosta tutkimuksen aikana (syyskuu 1991 – syyskuu 1992). Syntypaikkalajittelukokeilua ei ole otettu huomioon.

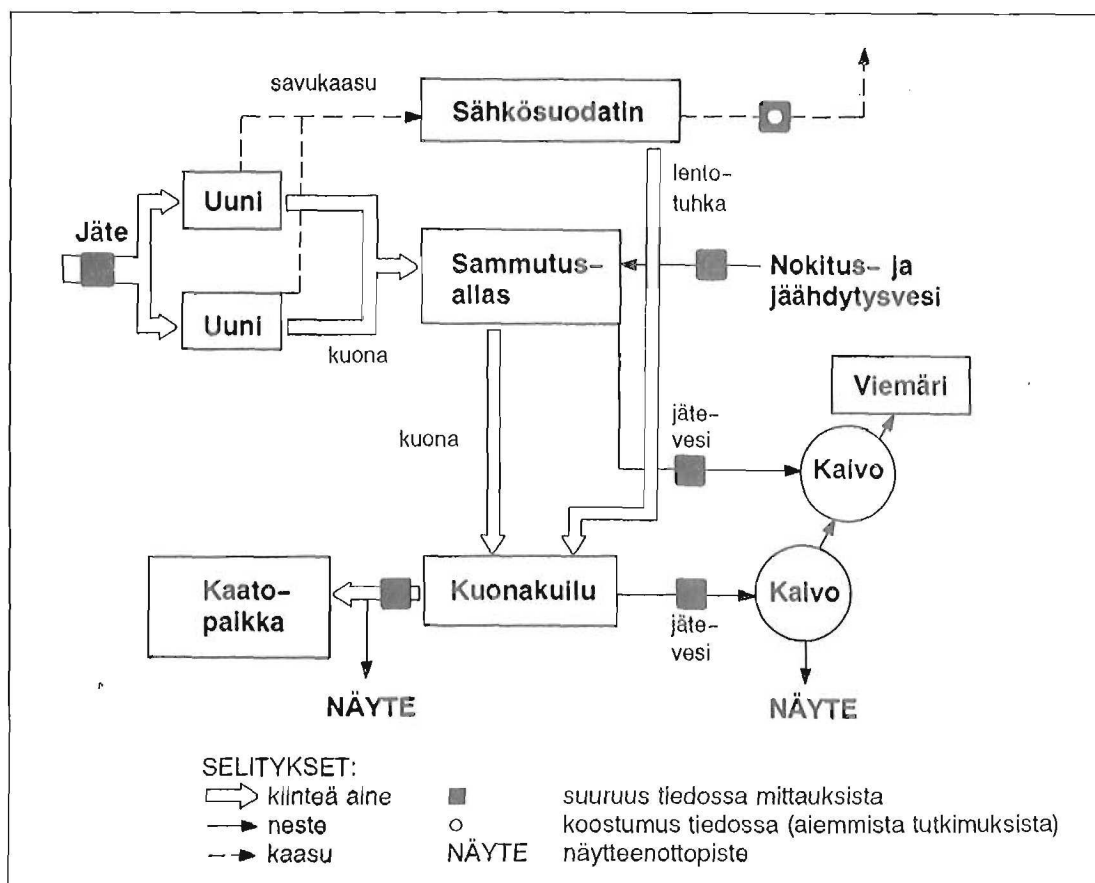
Seurannan kuluessa (syyskuu 1991 – syyskuu 1992) Turussa oli käynnissä kotitalousjätteen tehostetun lajittelun kokeilu. Tämä koski kuitenkin vain muutamia asunto-alueita (Mäkilä ja Siipola 1992).

Kuvassa 6 esitetään Turun kaupungin alueen yhdyskuntajätehuoltojärjestelmän osat ja tutkimuksessa tarkasteltavat osatekijät. Järjestelmä muuttui elokuussa -93, jolloin uudet yleiset jätehuoltomääräykset astuivat voimaan Turun kaupungissa. Uusien määräysten mukaan jokaisen kiinteistön tulee lajitella paperi, lasi ja metalli, jotka kerätään joko kiinteistön omaan tai alueelliseen keräyspisteeseen ja toimitetaan uusiokäyttöön.

2.3.2 Jätteenpolttolaitoksen prosessi

Turun jätteenpolttolaitoksen prosessi on pääpiirteissään esitetty kuvassa 7. Laitoksella poltetaan vuosittain noin 50 000 t sekalaista lajittelematonta yhdyskuntajätettä. Jäte on pääasiassa peräisin Turun kaupungista, mutta jonkin verran sitä tulee myös Suomen ja Ruotsin välisestä lauttaliikenteestä.

Tuleva jäte punnitaan ja tyhjennetään jätebunkkeriin. Poltolle haitalliset suurikokoiset, palamattomat esineet erotetaan jätteestä. Bunkkerista jäte nostetaan kahmarinosturilla polttouunin syöttösuppiloon, josta se putoaa polttouuneihin. Lämpötila uuneissa on 800 – 1000 °C. Tukipolttoaineita ei käytetä. Poltossa syntyvät savukaasut johdetaan sähkösuodatuksen jälkeen 89 m korkean savupiipun kautta ulkoilmaan. Savukaasujen lämpötila on n. 230°C (Merta ym. 1991, Viatek Tapiola Oy 1992).



Kuva 7. Kaavio Turun jätteenpolttolaitoksen prosessista sekä tutkimuksen näytteenotopisteet.

Palamaton jäte (kuona) putoaa arinalle ja kulkee arinalla sammutusaltaan läpi kuonakuiluun. Kuonakuiluun johdetaan myös sähkösuodattimilla savukaasusta erotettava lentotuhka. Kuonan jäähdityksessä käytetystä vedestä osa johdetaan kokoomakaivon kautta viemäriin, osa menee kuonan mukana kuonakuiluun, sieltä kaivoon ja edelleen kokoomakaivon kautta viemäriverkostoon (kuva 7).

Kuonakuilu tyhjennetään päivittäin ja kuona viedään Turun kaupungin Topinojan kaatopaikalle. Kaatopaikalla oli kevääseen 1992 käynnissä kokeilu, jossa kuonasta pyrittiin magneettierottimen avulla erottamaan hyödyntämiskelpoinen metallijäte. Yrittäjän mukaan kaatopaikalle tuodusta kuonasta erotettiin 10 % rautaromua (Urpo 1991).

2.3.3 Jätteenpolttolaitoksen päästöt ja niiden tarkkailu

Jätteenpoltoissa muodostuvia päästöjä ympäristöön ovat

1. erottelujäte (tulevasta jätteestä erotettavat isokokoiset kappaleet), jonka kertymä on tiedotuksen ansiosta vähentynyt lähes olemattomiin,
2. polttokuona,
3. savukaasu,
4. lentotuhka ja
5. jätevesi.

Turun jätteenpolttolaitoksella ovat jatkuvan tarkkailun alaisena polttoolosuhteet (poltettavan jätteen ja palamisilman määrä), sähkösuotimien toiminta sekä savukaasujen määrä, lämpötila ja hiukkaspitoisuus. Lisäksi savukaasuista mitataan 20 min. välein hiilimonoksidi, hiilidioksidi, happi, vesi ja kloorivety. Vuodesta 1991 laitoksella on myös tehty vuosittain toistuvat tutkimukset mm. savukaasun raskasmetallipitoisuuksista sekä lentotuhkan koostumuksesta (Merta ym. 1991, Viatek Tapiola Oy 1992).

2.3.4 Näytteenotto

Polttolaitokselle tulevan ja siellä käsiteltävän jätteen koostumusta voidaan selvittää periaatteessa kahdella tavalla: analysoimalla laitokselle tuleva jäte tai analysoimalla palamistuotteet. Viimeksi mainittua käytetään yleisemmin ja perusteina sen käytölle ovat mm. seuraavat seikat:

1. edustavien näytteiden helpompi saatavuus palamistuotteista,
2. jätteen muuntuminen polton seurauksena helpommin käsiteltävään muotoon, tiiviimmäksi sekä
3. metallien häviämättömyys (polton jälkeen metallit ovat tallella palamistuotteissa, vaikkakin eri muodoissa kuin alkuperäisessä jätteessä).

Prosessin ainevirtojen kvantitatiiviseksi selvittämiseksi tulee selvittää kaikki prosessista poistuvat ainevirrat (Stäubli ja Keller 1993). Näin ollen polttolaitoksen ainevirtojen ja polttoon tulevan jätteen täydellisen metallikoostumuksen selvittämiseksi näytteitä tulisi ottaa polttolaitoksen kaikista päästöistä: polttokuonasta, jätevedestä, savukaasusta sekä lentotuhkasta (Brunner ja Mönch 1986). Tässä tutkimuksessa keskityttiin

polttokuonan ja jäteveden seuraamiseen näytteiden avulla. Savukaasujen osalta käytettiin muiden tutkimusten tuloksia.

Seuranta tehtiin vuoden ajan. Näytteitä otettiin kuonan ja lentotuhkan seoksesta sekä kuonakuilusta suotautuvasta jätevedestä (kuva 7). Yhdyskuntajätteen koostumuksessa eri ajankohtina esiintyvän vaihtelun (Baccini ym. 1985) suuruuden selvittämiseksi näytteitä otettiin viikottain vuoden ajan lukuunottamatta heinäkuuta, jolloin laitos oli suljettu.

Jätteen heterogeenisesta luonteesta aiheutuvan sisäisen vaihtelun tasoittamiseksi analyysiin toimitettavat viikottaiset näytteet koottiin viikon viitenä arkipäivänä kuonabunkkerin tyhjennyksen yhteydessä otetuista näytteistä. Näin saatujen viikottaisten kokoomanäytteiden homogeenisuutta tutkittiin vielä osittamalla viisi näytettä kukin 3–5 osanäytteeseen.

Laitoksella mm. kuonan jäähdyttämiseen käytettävä vesi johdetaan viemäriin kokoomakaivon kautta. Kokoomakaivoon tulee laitoksen jätevesiä neljältä taholta. Tähän tutkimukseen otettiin näytteitä kaivosta, jonka kautta kuonakuilusta suotautuva vesi menee kokoomakaivoon (kuva 7). Kuonakuilusta suotautuva vesi edustaa 15 % laitokselta poistuvasta kokonaisvesimäärästä, mutta sisältää todennäköisesti suurimman osan jätevesissä poistuvista metalleista.

Savukaasun sisältämien metallien osalta käytettiin VTT:n mittauksissa keväällä 1991 saatuja tuloksia (Merta ym. 1991). Tuolloin näytteitä otettiin neljässä jaksossa (2/uuni) ja yhden näytteenottojakson pituus oli 60 minuuttia. Imetty kaasumäärä oli 120–181 litraa. Metallipitoisuudet analysoitiin erikseen kaasusta ja hiukkasista.

Näytteenoton ulottumattomiin jää kuitenkin vielä fraktioita, joilla on vaikutusta jätteen metallikoostumusta selvitettäessä. Yksi tällainen fraktio on romut, jotka poistetaan jätteen joukosta syöttövaiheessa ennen polttouunia. Näiden määrä on polttolaitoksen toimintavuosien kuluessa kaupunkilaisille suunnatun tiedotuksen ansiosta vähentynyt huomattavasti. Niistä ei kirjattu havaintoja seuranta-aikana eikä niitä ole merkitty prosessikaavioon (kuva 7).

Toinen näytteenoton ulottumattomiin jäävä fraktio koostuu pienemmistä (metalli-) esineistä, joita ei jätteen syöttövaiheessa eroteta. Ne tulevat poltosta palamattomina, sulaneina kappaleina. Ne eivät sisällyneet tutkimuksessa otettuihin kuonanäytteisiin. Niiden määrä ja laatu arvioitiin kaatopaikalla käynnissä olleen erotuskokeilun tulosten sekä Turussa tehdyn talousjätteen lajittelukokeilun (Mäkilä ja Siipola 1992) perusteella.

2.3.5 Näytteiden esikäsittely ja analysointi

Näytteistä määritettiin Al:n, Fe:n, Cd:n, Cu:n, Pb:n ja Zn:n pitoisuudet. Kahdeksasta näytteestä määritettiin lisäksi Hg-pitoisuus. Näytteet analysoitiin Geologian tutkimuskeskuksen laboratorioissa. Näytteiden analyysimenetelmävaihtoehtoina olivat

1. XRF (röntgenfluoresenssi) -tekniikalla suoritettava analyysi suoraan briketoidusta kuonanäytteestä tai
2. kuningasvesiuutto (ns. totaaliuutto) ja uutteen analysointi ICP-AES (plasmaemissio) -tekniikalla.

Taulukko 10. Kuonanäytteille tehdystä analyysimenetelmävertailusta saadut tulokset (mg kg⁻¹ kuiva-aineessa). XRF = XRF-analyysi briketoidusta näytteestä, ICP-AES = ICP-AES-analyysi kuningasveteen uutetusta näytteestä.

Näyte	Al	Cd	Cu	Fe	Pb	Zn
Näyte 1 (37/1991)						
XRF	72 000	e.m.	5 370	60 600	1 880	4 970
ICP-AES	35 600	23,5	1 300	61 100	1 080	3 520
Näyte 2 (38/1991)						
XRF	85 400	e.m.	3 620	42 500	3 900	6 300
ICP-AES	43 700	45,6	1 700	37 000	2 370	5 920
Näyte 3 (42/1991)						
XRF	86 100	e.m.	2 220	36 200	2 240	4 420
ICP-AES	44 900	27,5	1 560	28 300	1 640	3 590
Näyte 4 (44/1991)						
XRF	87 500	e.m.	1 160	29 700	5 650	3 770
ICP-AES	36 900	19,3	920	23 900	8 960	2 800

e.m. = ei määritetty

Kuonanäytteen käsittely (briketointi) XRF-analyysia varten osoittautui mahdottomaksi näytteiden sisältämän öljymäisen fraktion takia, joten näytteet analysoitiin ICP-AES-analytiikalla.

Näytteistä poimittiin silmämääräisesti pois isot esineet (mm. pullonkorkit, lasinpalaset jne.). Analyysia edeltäneessä esikäsittelyssä näytteet hienonnettiin moreenin raekoostumusta vastaavaksi (silmämääräinen arvio) ja uutettiin kuningasveteen (*Aqua Regia*, 60 min., + 90°C). Kuningasvesiuutolla saatavaa tulosta kutsutaan näytteen kokonaismetallipitoisuudeksi. Käytännössä uutteesta saatava tulos ei kuitenkaan kerro näytteiden kokonaispitoisuutta. Tästä on osoituksena kuonanäytteille syksyllä 1991 tehdyn vertailun tulokset (taulukko 10). Vertailussa todettiin XRF-tekniikalla saatavan samoista näytteistä korkeampia pitoisuuksia kuin kuningasvesiuutteesta.

2.3.6 Muut tarvittavat tiedot

Metallivirtojen selvittämiseksi tarvitaan kuonanäytteiden analyysitulosten lisäksi tiedot poltossa muodostuvan kuonan, jäteveden ja savukaasun määristä. Kuonan ja jäteveden määrät saatiin polttolaitoksen kirjanpidosta. Savukaasun määrän arvion pohjana käytettiin VTT:n tutkimustuloksia vuodelta 1991 (Merta ym. 1991).

Jätteenpolttolaitokselta saatavien tulosten yleistämiseksi Turun yhdyskuntajätteiden kokonaismetallivirroiksi tarvitaan tietoa myös polttolaitoksen ulkopuolella käsiteltävästä yhdyskuntajätteestä, erityisesti metallijätteestä (kuva 6). Tarkasteltavaksi tulivat kaatopaikalle sijoitetun yhdyskuntajätteen metallijakeet, ongelmajätteet, joita kerätään kiertävällä YRJÖ-ongelmajäteautolla (Aalto ym. 1991) sekä romunkeräyksissä mm. kaatopaikalle, romukauppiaille, Kierrätyskeskukseen ja Ympäristöpajaan kertyvä metallia sisältävä jäte (kodinkoneet, elektroniikka, ammeet ym.).

Näitä metallivirtoja arvioitiin eri lähteistä saatujen keräys- ja kertymätietojen sekä muissa tutkimuksissa esitettyjen koostumustietojen pohjalta (Bidlingmaier 1990, Mäkilä ja Siipola 1992, Poutanen 1992, Suomen Kaupunkiliitto 1993).

Koko maan osalta em. metallijätteiden kertymiä ja metallivirtoja pyrittiin selvittämään Suomen Kuntaliiton vuosittaisen kyselytutkimuksen yhteydessä (luku 3.4.1). Kysymysten tarkentaminen metallijätteen osalta ei kuitenkaan tuottanut tämän tutkimuksen käyttöön tarvittavia kertymäärvioita.

2.3.7 Metallivirtojen arviointi

Metallin E virta polttolaitokselle voidaan laskea pitoisuuden ja kertymän tulona (1):

$$F(E)_j = G_j C(E)_j \quad (1)$$

missä $F(E)_j$ = metallin E virta polttolaitokselle (kg v^{-1})
 G_j = polttoon menevän jätteen kertymä (t v^{-1})
 $C(E)_j$ = metallin E pitoisuus poltettavassa jätteessä (kg t^{-1})

Virta jakaantuu yhtälön (2) mukaisesti kuonan ja kuonan seassa olevan romun mukana kulkeutuvaan metalliin sekä savukaasujen mukana laitoksesta poistuvaan virtaan.

$$G_j C(E)_j = \sum_{i=1}^{12} G_{k(i)} \bar{C}(E)_{k(i)} + G_r C(E)_r + F(E)_s \quad (2)$$

missä $\bar{G}_{k(i)}$ = poltossa syntyneen kuonan kertymä, ilman romua (t kk^{-1})
 $\bar{C}(E)_{k(i)}$ = metallin E pitoisuus kuonassa, aritmeettinen kuukausikeskiarvo viikottaisista kokoomanäytteistä (kg t^{-1})
 G_r = polttokuonan seassa olevan romun kertymä (t v^{-1})
 $C(E)_r$ = metallin E pitoisuus polttokuonan seassa olevassa romussa (kg t^{-1})
 $F(E)_s$ = metallin E virta polttolaitoksen savukaasujen mukana (kg v^{-1})

Yhtälöstä (2) saadaan, jakamalla jätekertymällä G_j , laskentakaava metallin pitoisuudelle poltettavassa jätteessä. Tätä pitoisuutta käytetään laskettaessa muiden tarkasteltavien yhdyskuntajätevirtojen metallivirtoja (Turussa kaatopaikalle sijoitettava yhdyskuntajäte sekä koko Suomen yhdyskuntajäte).

3 TULOKSET

3.1 Metallipitoisuudet jätteenpolttolaitoksen päästöissä

3.1.1 Kuonan ja lentotuhkan seoksen pitoisuudet

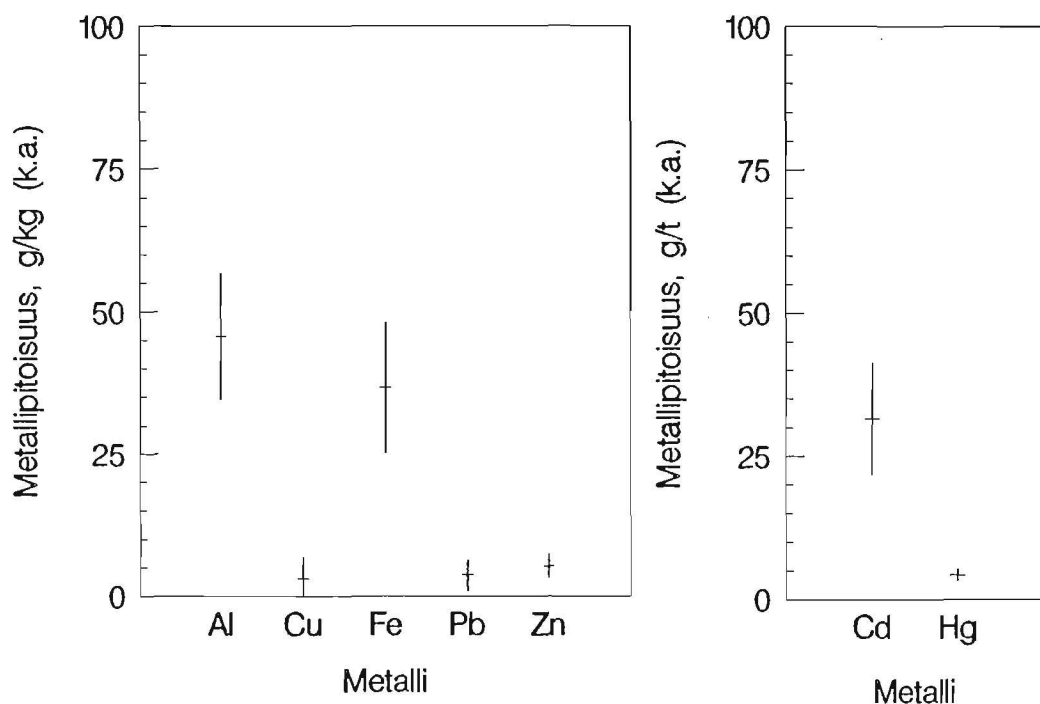
Kuonan ja lentotuhkan seoksessa havaitut metallipitoisuudet on esitetty taulukossa 11. Pitoisuuksissa on havaittavissa vaihtelua sekä eri näytteenottoajankohtien välillä että näytteissä sisäisesti (kuvat 8 ja 9). Suhteellisesti suurinta vaihtelu on lyijyn ja kuparin osalta (Pb:llä 72 % ja Cu:lla 125 % keskiarvosta). Kuonan laatu ja metallipitoisuudet riippuvat poltettavan jätteen laadusta, mutta myös yksittäisten metallien ominaisuuksista.

sista ja polttolaitoksen toimintaolosuhteista (Brunner ja Mönch 1986). Kuparipitoisuuksien suurta vaihtelua on todettu muissakin tutkimuksissa ja se johtunee kuparin esiintymisestä lähinnä johdoissa ym. pienissä esineissä. Näitä esineitä osuu näytteisiin sattumanvaraisesti. Lyijypitoisuudessa havaittiin selvä huippu vuodenvaihteen jälkeen, jolloin jäteastioihin päätyy uudenvuoden tinoja.

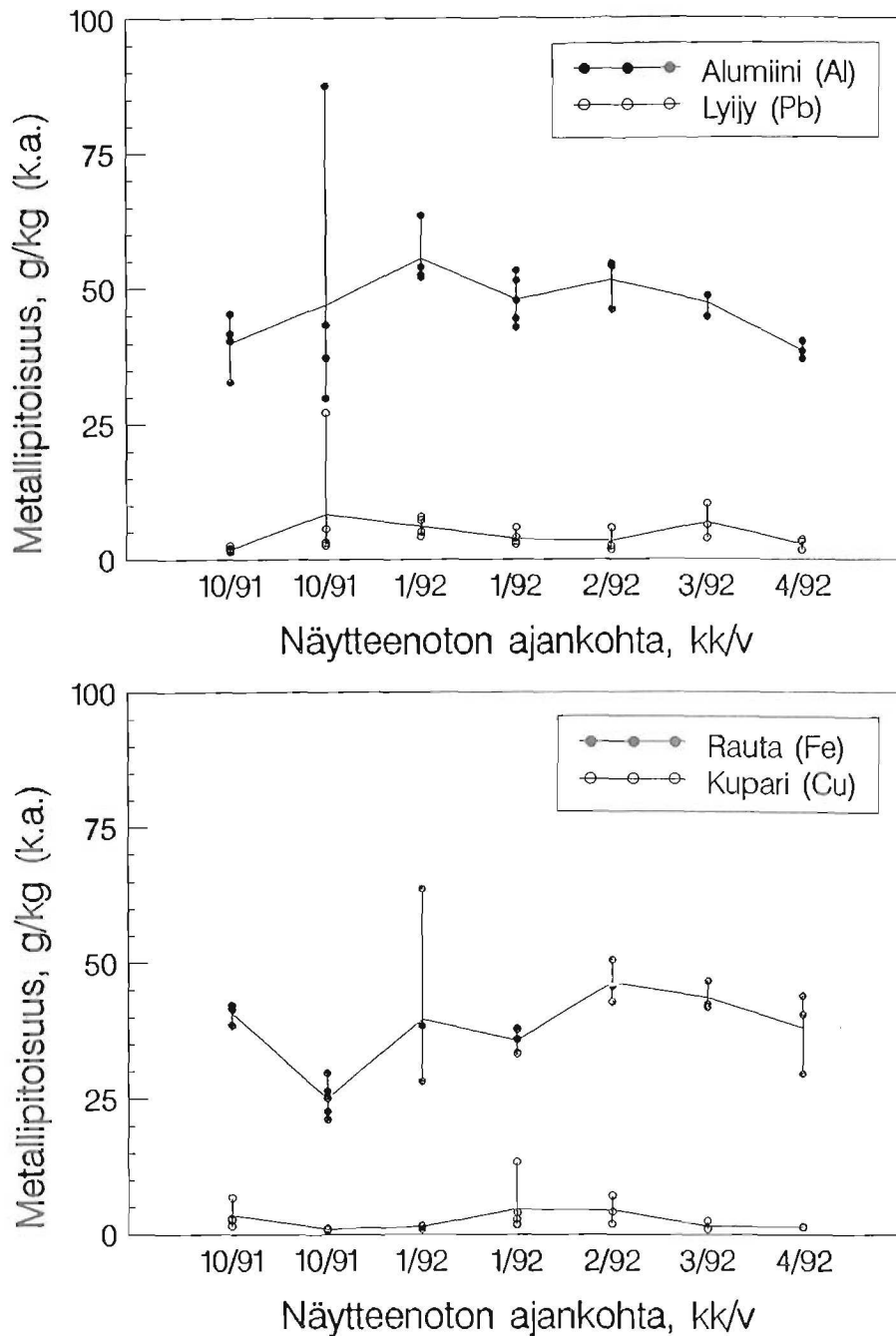
Taulukko 11. Turun jätteenpolttolaitoksella muodostuvan kuonan ja lentotuhkan seoksen metallipitoisuudet (mg kg^{-1}) ja pH. n=näytemäärä, min=pienin pitoisuus, max=suurin pitoisuus, \bar{x} =keskiarvo, med=mediaani, s=keskihajonta.

Muuttuja	n	min	\bar{x}	med	max	s	s (%) ¹⁾
Al	40	22200	45300	45300	70800	12400	27
Cd	40	13,1	32,2	28,8	59,8	9,73	30
Cu	40	565	3360	1690	23500	4220	125
Fe	40	12900	35300	36200	60600	11700	33
Hg	8	2,98	4,37	4,34	6,35	1,08	25
Pb	40	1460	3700	2810	15900	2650	72
Zn	40	2800	5500	4750	13800	2250	41
pH	40	10,7	11,4	11,1	12,2	0,44	4

1) Hajonnan %-osuus keskiarvosta



Kuva 8. Kokoomanäytteiden metallipitoisuuksien kokonaisvaihtelu (määritysten aritmeettinen keskiarvo ja keskihajonta).



Kuva 9. Kokoomanäytteiden heterogeenisuutta kuvaava vaihtelu (3–5 määrittystä näytteestä, määritysten keskiarvo ja keskihajonta).

3.1.2 Jäteveden pitoisuudet

Kuonakuilusta kaivoon suotautuvan veden metallipitoisuudet on esitetty taulukossa 12. Alumiinipitoisuudet ovat selvästi korkeimmat, keskimäärin 19 mg l^{-1} , ja niissä on myös eniten vaihtelua (160 % keskiarvosta). Muiden metallien pitoisuudet ovat keskimäärin $1\text{--}5 \text{ mg l}^{-1}$. Tuloksia tarkasteltaessa tulee ottaa huomioon, että laitoksella käytetystä kokonaisvesimäärästä ($13\,200 \text{ m}^3$) vain osa (noin 15 % eli $2\,000 \text{ m}^3$) kulkee ko. kaivon kautta. Metallipitoisuudet muissa vesissä ovat todennäköisesti alhaisemmat, sillä niihin johdetaan mm. saniteettivesiä. Jäteveden metallipitoisuuksiin vaikuttavia tekijöitä ovat kuonabunkkerissa säilytettävän kuonan metallipitoisuus, kuonassa olevien metallien liukenevuus ja kuonan viipymä kuonakuilussa.

Taulukko 12. Jätteenpolttolaitoksen kuonakuilusta viemärikaivoon suotautuvan jäteveden metallipitoisuudet (mg l^{-1}). n=näytemäärä, min=pienin pitoisuus, max=suurin pitoisuus, \bar{x} =keskiarvo, med=mediaani, s=keskihajonta.

Muuttuja	n	min	\bar{x}	med	max	s	s (%) ¹⁾
Al	18	2,5	19	5,3	130	31	160
Cd	18	0,014	0,043	0,030	0,14	0,036	84
Cu	18	0,042	1,2	1,4	2,2	0,60	38
Fe	18	0,78	1,60	1,2	4,1	0,92	5,8
Pb	18	0,38	2,2	2,3	5,2	1,42	65
Zn	18	0,56	3,1	2,3	11	2,86	92

¹⁾ hajonnan %-osuus keskiarvosta

3.1.3 Savukaasun pitoisuudet

Polttolaitokselta purkautuvan savukaasun metallipitoisuudet saadaan laskemalla yhteen kaasusta ja hiukkasista analysoidut pitoisuudet. Taulukosta 13 voidaan todeta lyijypitoisuuksien olevan selvästi muita (Cu, Cd, Hg) korkeammat. Elohopea ja kadmium höyrystyvät poltossa vallitsevissa lämpötiloissa, mutta niiden pitoisuudet polttoaineessa (jätteessä) ovat pienemmät kuin lyijyn ja kuparin. Kuparin ja lyijyn savukaasuissa esiintyvien pitoisuuksien eroja puolestaan selittää se, että korkeamman höyrönpaineensa takia lyijy haihtuu vallitsevissa poltto-olosuhteissa helpommin kuin kupari ja esiintyy savukaasussa suurempina pitoisuuksina.

Laitoksen savukaasuissa purkautuvat metallipäästöt olivat mittausten perusteella (Viatek Tapiola Oy 1992)

Hg	9,5	kg v^{-1}
Cd	19	kg v^{-1}
Pb, Cr, Cu, Mn yht.	990	kg v^{-1}

Savukaasujen metallipitoisuuksiin vaihtelua aiheuttavia tekijöitä ovat poltettavan jätteen koostumus, jätteessä olevien metallien ominaisuudet, laitoksen toimintaolosuhteet, savukaasun lämpötila sekä käytössä oleva savukaasun puhdistusmenetelmä.

Taulukko 13. Jätteenpolttolaitoksen savukaasun metallipitoisuudet normikuutiometrissä vakiolämpötilassa ja paineessa ($\mu\text{g (m}^3\text{n)}^{-1}$) v. 1991 tehdyn tutkimuksen (Merta ym. 1991) mukaan.

Muuttuja	1. koejakso 26.3.1991	2. koejakso 27.3.1991	\bar{x}
Cd	91,2	71,8	81,5
Cu	626	356	491
Hg	53,3	146	99,7
Pb	4134	2260	3197

3.2 Jätteenpolttolaitoksella ja kaatopaikalla käsitellyt jätemäärät

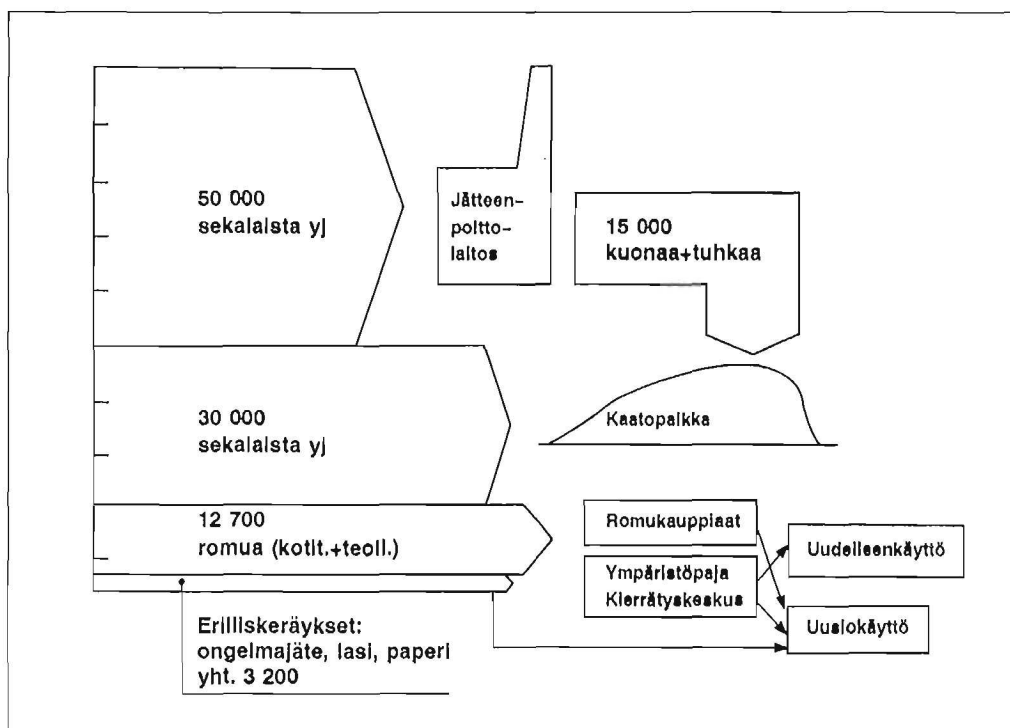
Kuukausittaiset polttoon tuodun jätteen ja poltossa syntyneen kuonan määrät saatiin jätteenpolttolaitoksen kirjanpidosta ja ne on esitetty taulukossa 14. Loka-, tammi- ja huhtikuussa jätekertymissä on selvät huiput. Polttolaitokselle tuotu jätemäärä oli näinä kuukausina poikkeuksellisesti yli 5 000 t kk^{-1} . Tammikuussa huipun aiheuttanevat vuoden vaihteeseen sijoittuvat juhlat. Tällöin kotitalouksissa syntyy jätettä yleensä normaalia enemmän (Juvonen 1988). Huhtikuun huippu johtunee puutarhojen siivousjätteiden joutumisesta jätteen sekaan. Helposti palavan puutarhajätteen esiintymistä indikoi suuresta jätekertymästä huolimatta huhtikuussa keskimääräisenä (1 500 t kk^{-1}) pysynyt kuonakertymä.

Kesälomakauden alkaessa kesäkuussa laitokselle tuotu jätemäärä on pienentynyt. Muissa tutkimuksissa on jätekertymien havaittu pienenevän kesäkautena etenkin kerrostaloalueilla (Juvonen 1988). Heinäkuussa laitos on suljettu vuosihuollon takia. Kaikkiaan laitoksella poltettiin seurantakauden aikana (syyskuusta 1991 elokuuhun 1992, yhteensä 12 kk) 52 000 t yhdyskuntajätettä (kuva 10).

Jätteenpolttolaitoksen lisäksi toimistoista, liikekiinteistöistä ja muista kotitalouksien ulkopuolisista toiminnoista yhdyskuntajätettä viedään myös Topinojan kaatopaikalle. Lisäksi kaupungissa muodostuva rakennusjäte viedään kaatopaikalle. Vuoden 1992 aikana kaatopaikalle vietiin yhdyskuntajätettä noin 30 000 t (kuva 10). Kaiken kaikkiaan siis Turun kaupungin alueella muodostuu noin 80 000 t v^{-1} yhdyskuntajätettä. Asukaskohtaiseksi kertymäksi saadaan tästä 470 kg $\text{as}^{-1} \text{v}^{-1}$.

Taulukko 14. Turun jätteenpolttolaitokselle tuotu jätemäärä (t) ja kaatopaikalle viedyn polttokuonan määrä (t, kosteana ja kuivana) seurannan aikana (syyskuu 1991 – elokuu 1992).

Kuukausi	Vuosi	Jätemäärä	Kuonamäärä	
			Kostea	Kuiva
Syyskuu	1991	4589	1491	1044
Lokakuu	1991	6309	2082	1457
Marraskuu	1991	4792	1673	1171
Joulukuu	1991	4417	1480	1036
Tammikuu	1992	5522	1932	1352
Helmikuu	1992	4274	1428	1000
Maaliskuu	1992	4567	1575	1103
Huhtikuu	1992	5403	1421	995
Toukokuu	1992	4779	1519	1063
Kesäkuu	1992	2195	1526	1068
Heinäkuu	1992	885	70	49
Elokuu	1992	4589	1463	1024
Yhteensä seurannan aikana		52321	17660	12362



Kuva 10. Yhdyskuntajätehuollon piirissä olevien kiinteiden jätteiden (pl. rakennusjäte) kertymät Turun alueella vuonna 1992 ($t\ v^{-1}$).

3.3 Kunnallisten ongelmajätekeräysten tulokset

Turun alueella kiertää ongelmajäteauto YRJÖ, johon vastaanotetaan lähinnä kotitalouksien ja joidenkin pienten toimistojen ja liikkeiden ongelmajätteitä. Yritykset hoitavat ongelmajätteensä jätehuoltosuunnitelmiansa mukaisesti. Ongelmajäteauto kiertää myös Turun ympäristökunnissa. Niiden keräystuloksia ei ole tässä tarkasteltu. Ongelmajätteitä kerätään Turussa YRJÖ:n ohella Kierrätyskeskuksen ja Topinojan kaatopaikan keräyspisteisiin. Paristokeräykselle on järjestetty useita toimipisteitä.

Turun ympäristönsuojelutoimiston kirjanpidon perusteella on taulukkoon 15 laskettu ongelmajätteiden kertymät Turussa vuosina 1991 ja 1992. Tässä tarkastellaan vain muutamia, raskasmetalleja (Cd, Hg, Pb) sisältäviä, ongelmajätelajeja eli paristoja, akkuja, loisteputkia ja muuta elohopeapitoista jätettä (sisältää mm. kuumemittareita).

Tilastojen mukaan paristojen, loisteputkien ja muun Hg-jätteen keräysmäärät kaksinkertaistuivat vuonna 1992 verrattuna vuoteen 1991. Vuoden 1992 aikana saatiin paristoissa talteen $290\ kg\ Cd\ v^{-1}$ ja $10\ kg\ Hg\ v^{-1}$. Samana vuonna saatiin loisteputkissa ja muussa Hg-jätteessä talteen noin $4\ kg\ Hg\ v^{-1}$.

Lyijyakkujen talteenottomäärä pieneni vuonna 1992 noin neljällä tonnilla verrattuna vuoteen 1991. Tämä johtuu todennäköisesti alkuvaiheessa keräykseen tuoduista varastoista. Aikuissa saatiin vuonna 1992 talteen $31\ 000\ kg\ Pb\ v^{-1}$ (kuva 10).

Taulukko 15. Yhdyskuntajätteestä erilliskeräyksellä talteensaatujen ongelmajätteiden määrät ja metallivirtojen arviot Turussa vuosina 1991 ja 1992.

Ongelmajätelaji	Kerätty määrä (kg v ⁻¹)		Metallivirta (kg v ⁻¹)		
	1991	1992	Cd	Hg	Pb
Paristot	2030		120 ¹⁾	4 ¹⁾	
Loisteputket	320		0,020 ²⁾	0,020 ²⁾	
Muu elohopeajäte	15			1,2 ³⁾	
Lyijyakut	57 600				33 000 ⁴⁾
Yhteensä v.1991			120	5	33 000
Paristot		4780	290 ¹⁾	10 ¹⁾	
Loisteputket		650	0,050 ²⁾	0,050 ²⁾	
Muu elohopeajäte		53		4,3 ³⁾	
Lyijyakut		53 800			30 700 ⁴⁾
Yhteensä v. 1992			290	14	30 700

¹⁾ Arvioitaessa paristojen jakautumista NiCd-akkuihin ja muihin ongelmaparistoihin on lähtötietona käytetty Ekokem Oy:n tuotannossa arvioitua käsittelyyn tulevan paristojätteen koostumusta. Silmämääräisen arvion perusteella paristojätteessä on NiCd-akkuja ja muita ongelmaparistoja suhteessa 1/1 (20 % NiCd, 20 % muita ongelmaparistoja, 60 % ruskohiiliparistoja). Turussa keräysmäärä koskee lajiteltuja paristoja. NiCd-akut sisältävät noin 12 % Cd, ongelmaparistotoni sisälsi aiemmin noin 4 kg Hg (Levinen 1991), nykyään vähemmän. Laskussa on kuitenkin käytetty Levisen arviota.

²⁾ Yhden loisteputken paino noin 200 g, sisältää 15 mg Cd ja 15 mg Hg (Poutanen 1992)

³⁾ Koko jätemäärän on arvioitu olevan kuumemittareita. Yksi mittari koteloineen painaa 22 g ja sisältää 1,8 g Hg.

⁴⁾ Pb-akut sisältävät noin 57 % Pb.

3.4 Metalliriomun keräysten tulokset

Yhdyskuntajätteen metallijakeella tarkoitetaan yleensä tavallisiin jäteastioihin kertyvää, suhteellisen pienikokoisista metallituotteista, kuten säilyketölkeistä ja muista metallisista pakkauksista, koostuvaa jätettä. Yhdyskuntajätettä tuottavissa toiminnoissa muodostuu kuitenkin myös isokokoista metalliriomua, kuten kodinkoneita, tietokoneita ja muita laitteita ja tuotteita, jotka eivät sisälly em. metallijakeeseen. Seuraavassa tarkastellaan eri tutkimuksista saatuja, sekä metallijätettä että isokokoista metalliriomua koskevia, kertymätietoja ja niiden soveltuvuutta tämän tutkimuksen käyttöön.

3.4.1 Kaupungeille ja kunnille osoitettu kyselytutkimus

Suomen Kuntaliitto (ent. Suomen Kunnallisliitto ja Suomen Kaupunkiliitto) tekevät kunnille ja kaupungeille vuosittain kyselytutkimuksen, jolla kartoitetaan mm. jätemääriä, jätehuoltokustannuksia, jätteiden käsittelytapoja, jätteiden erilliskeräilyä ja hyötykäyttöä. Keväällä 1992 kyselyyn lisättiin metallijätteiden keräämistä ja talteen-saantia koskevia tarkennuksia, kuten metalliromun jaottelu rauta- ja kupariromuun. Tarkennukset eivät tuottaneet toivottua tulosta, sillä vastauksissa metalliromun määrä yleensä ilmoitettiin kokonaismääränä ilman erittelyjä (liite 3).

Kyselyyn (Suomen Kaupunkiliitto 1993) tulleissa vastauksissa 49 kaupunkia, YTV sekä 69 muuta kuntaa ilmoittivat alueellaan kerätyn metallijätettä (isokokoista romua) hyötykäyttöön vuoden 1991 aikana. Keräysmääriä oli arvioitu 18 kaupungissa ja YTV:ssä (yhteensä 1,3 milj. asukasta) sekä 69 muussa kunnassa (yhteensä 450 000 asukasta). Kaupungeissa saatiin talteen noin 24 000 t v⁻¹ metallijätettä, josta 4000 t v⁻¹ YTV:n alueelta. Muissa kunnissa talteensaatu metalliromumäärä oli noin 19 000 t v⁻¹. Kaikkiaan kaupungeissa ja kunnissa ilmoitettiin kerätyn romua talteen yhteensä 44 000 t v⁻¹ vuoden 1991 aikana.

Tarkemman erittelyn puuttuessa ei voida katsoa talteensaadun metalliromun olleen peräisin yksinomaan niistä toiminnoista, joiden on tässä tutkimuksessa määriteltä kuuluvan yhdyskuntajätteen tuottajiin. Lisäksi romu sisältää monissa kunnissa mm. autoja (liite 3), jotka on rajattu tämän tutkimuksen ulkopuolelle. Kyselytutkimuksen perusteella ei siis voitu arvioida asukaskohtaista isokokoisen metalliromun kertymää tämän tutkimuksen käyttöön.

3.4.2 Talousjätteen alkulajittelukokeilu

Turun kaupungin alueella tehtiin v. 1991 kokeilu, jossa kotitalousjäte lajiteltiin viiteen jakescen: paperi-, lasi-, muovi-, metalli- ja muu jäte. Astiakeräyksellä saatiin talteen metallijakeeksi luokiteltavaa jätettä 2,7 kg as⁻¹ v⁻¹ (Mäkilä ja Siipola 1992). Lähtöoletus, jonka perusteella keräysastiat mitoitettiin, oli että metallijakeen osuus kotitalousjätteen on noin 2 paino-%, eli vuosittainen kertymä olisi 5 kg as⁻¹ v⁻¹. Kertymä koskee kuitenkin vain kotitalouksia, eikä siten riitä kuvaamaan yhdyskuntajätteen metallijaekertymää tämän tutkimuksen käyttöön.

Talousjätteen alkulajittelukokeilun yhteydessä kerättiin kahdella asuinalueella metalliromua myös lavoille. Niille kertyi kodinkoneita (jääkaappeja, pakastimia, liesiä, pölynimureita), elektroniikkaromua, polkupyörien ja autojen osia, mutta lisäksi romunkeräykseen soveltumatonta materiaalia, kuten huonekaluja. Romukauppiaille lavoilta toimitettiin 4,5 t v⁻¹ romua ja freonien poistoon 1,8 t v⁻¹ kylmälaitteita (Mäkilä ja Siipola 1992). Tästäkään tuloksesta ei voida laskea isokokoisen metalliromun kertymää, koska on todennäköistä että lavoille kertynyt tavara oli suurelta osin kotitalouksiin vuosien kuluessa varastoitunutta eikä siten anna kuvaa jatkuvasti muodostuvasta romumäärästä.

3.4.3 Tilastot Turun alueen romunkeräyksestä

Turussa romunkeräystä hoitaa neljä yrittäjää, joille kertyy romua pääasiassa teollisuudesta. Kotitalouksista tulevat kodinkoneet, ammeet ym. muodostavat kokonaiskerty-

mästä (12 640 t v⁻¹) vähäisen osan (kuva 10). Kaupungin tilastoinnin mukaan Kierätyskeskus ja Ympäristöpaja käsittelivät tai varastoivat vuoden 1992 aikana 1 200 käytöstä poistettua kodinkonetta (noin 78 t v⁻¹, eli 1 kg v⁻¹ taloutta kohti).

3.4.4 Kirjallisuustutkimuksen arvio romukertymästä

Kirjallisuustutkimuksen mukaan kodinkoneita (kylmälaitteita, liesiä, pesukoneita) poistetaan vuosittain käytöstä noin 400 000 kpl eli 26 000 t v⁻¹ (13 kg v⁻¹ taloutta kohti). 20 % poistettavista laitteista (vaihtolaitteina kauppiaille tulevia) jää kauppiaiden toimitettavaksi romuliikkeeseen tai kaatopaikalle (Poutanen 1992). Turussa poistettiin v. 1992 käytöstä huomattavasti vähemmän koneita kuin kirjallisuustutkimuksen perusteella voisi arvioida. Tulokseen vaikuttanevat lama ja kirjanpidon ulkopuolelle jääneet, suoraan romuliikkeille toimitetut kodinkoneet.

Tässä raportissa isokokoisen romun valtakunnallisena kertymääräviona käytetään jatkossa kirjallisuustutkimuksen tulosta, koska se voidaan katsoa edellä esitetyistä kattavimmaksi arvioksi.

3.5 Metalliromun koostumus

Turun alueella tehdyssä jätteiden syntypaikkalajittelukokeilussa erillisiin jäteastioihin lajitellun metallijakeen (pakkaukset, astiat) voidaan olettaa vastaavan koostumukseltaan polttokuonan ja lentotuhkan seoksesta erotettua metallijacetta. Kokeilussa talteensaatu metallijae koostui pääasiassa neljästä osajakeesta (taulukko 16). Pääosa metallijakeesta (96 %) on rautapitoista romua. Saksalaisen kaupunkialueen yhdyskuntajätteen metallijakeen koostumus oli muilta osin samanlainen, mutta alumiiniromun suhteellinen osuus oli kaksinkertainen suomalaiseen jätteeseen verrattuna (taulukko 16). Syynä tähän on alumiinin laajamittaisempi käyttö erityisesti juomatölkeissä Saksassa ja muualla Keski-Euroopassa. Romun metallisisällön laskemisessa lähtöarvoina on käytetty Turun kokeilun tuloksia.

Taulukko 16. Yhdyskuntajätteen metallijakeen koostumus suomalaisen ja saksalaisen tutkimuksen mukaan.

Osajae	Osuus koko metallijakeesta (%)	
	Mäkilä ja Siipola (1992)	Bidlingmaier (1990)
teräsohutlevystä valmistetut tölkit	45	47
muu teräsromu	51	
magneettinen romu (pääas. Fe)		43
alumiiniromu	< 4	8
messinki ja kupari	< 1	
ei-magneettinen romu		< 1
paristot		< 1

3.6 Kirjallisuustutkimuksen tulokset

Kirjallisuuden, tilastojen ja haastattelujen pohjalta tehdyt laskelmat yhdyskuntajätteen metallikoostumuksesta on esitetty taulukossa 17. Alkuperäiseen taulukkoon (Poutanen 1992) on tehty joitakin tarkennuksia. Seuraavassa tarkastellaan muutoksia.

Viinipullojen sinetöinnissä ei kotimaassa enää käytetä lyijykapseleita, vaan lyijy on korvattu muovilla. Ulkomaisessa tuotannossa suuntaus on sama (Bjørntomt ym. 1992). Vuosikertaviineissä lyijykapseleita vielä tulee Suomeen, mutta määrät ovat vähäisiä (Lundell 1993).

Television kuvaputken lasin lyijypitoisuudesta käytettiin väliraportin (Poutanen 1992) laskelmissa todellista pienempää arvoa. Kuvaputken lyijypitoisuus vaihtelee eri osissa, suurimmillaan se on 35 % kaulaosan lasissa. Kuvaputken keskimääräiseen painoon (18,7 kg) nähden lyijypitoisuus on 9 % (Uhlarz 1993). Käytöstä poistettavissa televisioissa lyijyä on myös mm. piirikorttien juotoksissa (noin 0,1 kg/laite). Kaikkiin televisioissa päätyy jätteeseen 230 t Pb v⁻¹. Kuvaputken lasissa lyijy on oksidimuodossa ja siten lähes inerttiä. Lyijyoksidia käytetään vastaavasti tietokoneiden näyttöjen lasissa.

Taulukko 17. Al:n, Cd:n, Cu:n, Fe:n, Hg:n ja Pb:n virtoja (t v⁻¹) Suomen kiinteässä yhdyskuntajätteessä v. 1990. Luvut ovat jätteeseen hyödyntämättömänä päätyviä metallimääriä (kokonaismäärä – talteenotettu määrä).

Tuote tai tuoteryhmä (Tilastokeskuksen jäteluokituksen koodi)	Al	Cd	Cu	Fe	Hg	Pb
Säiliöt ja pakkaukset (25502 ja 25103)	3 600	–	–	22 000	–	–
Paristot (pääasiassa 25522)	–	0,2	–	–	0,9 – 3,5	–
NiCd-akut (25524)	–	15,1	–	–	–	–
Lyijyakut (25626)	–	–	–	–	–	165
Loisteputket ja purkauslamput (21415)	–	0,07	–	–	0,06 – 0,07	–
Hehkulamput	50	–	20	–	–	50
Isot kodinkoneet (25216)	1 100	M	400	15 000	–	–
Televisiot (25636)	100	–	200	900	–	230
Muut tuotteet	900	M	30	M	0,6	7
Yhteensä hyödyntämättä	5 800	15	650	38 000	1,5 – 4,1	560

M puuttuva tieto

– metallia ei ko. tuotteessa tai tuoteryhmässä juurikaan ole

Kokonaan Poutasen (1992) esittämistä arvioista puuttuva tuote on lyijyn ja tinan seoksesta valmistettu uudenvuoden tina, joka yleensä käytön jälkeen päätyy jätteen-
 tiaan. Tinojen käyttö ja hylkääminen keskittyy lyhyelle aikavälille, vuoden ensimmäiselle kuukaudelle, mutta toistuu vuosittain ja aiheuttaa selvästi havaittavan piikin mm. jätteenpolttolaitoksen kuonan lyijypitoisuudessa (luku 3.1.1). Tinojen suurimmalta välittäjältä saadun tiedon mukaan tinoja myydään noin 200 000 kpl v^{-1} , mutta kulutus on vähenemässä (Jalkanen 1993). Olettaen, että pääosa yksittäisestä tinasta (ä 35 g) on lyijyä, päätyy nykyisellä kulutuksella tinoissa jätteeseen noin 7 t Pb v^{-1} .

Suljettujen lyijyakkujen maahantuojilta on kerätty lisätietoa, minkä mukaan vuosittain tuodaan maahan noin 180 000 suljettua Pb-akkaa. Nämä sisältävät noin 750 t Pb (liite 4). Maahantuojilta saaduista tiedoista ei selvinnyt akkujen käsittely kulutuksen jälkeen. Tavallisia käynnistysakkuja jatkokäsittelyyn ohjaava yritys ei ota vastaan suljettuja Pb-akkuja. Ekokem vastaanottaa suljettuja Pb-akkuja tavallisten akkujen ohella, mutta määriä ei ole tilastoitu erikseen. Suuri osa suljetuista Pb-akuista on käytössä varaviran tuottajina. Näitä ei jouduta vaihtamaan kovin usein. Vanhoissa kannettavissa puhelimissa ja radio-ohjattavissa autoissa käytettävät suljetut Pb-akut kuitenkin kuluvat nopeammin. Olettaen että maahantuoduista akuista 25 % korvaa käytössä olleen akun, päätyy tästä lähteestä jätteeseen noin 165 t Pb v^{-1} .

Kadmiumin käyttöä isoissa kodinkoneissa ei ole pystytty selvittämään aiempaa tarkemmin. Kadmiumia on käytetty lähinnä kosteudelle alttiiksi joutuvien osien ruostesuojauksessa. Käytöstä on kuitenkin luovuttu kadmiumin haitallisuuden tiedostamisen myötä. Vanhoissa koneissa osia kuitenkin vielä joutuu jätteisiin.

Elektroniikkajätteen kertymätietoja pyrittiin tarkentamaan erityisesti kodin pienlaitteiden osalta. Sähkö- ja elektroniikkateollisuusliitto SETELI (1993) on esittänyt arvion tulevaisuuden elektroniikkaromukertymistä (liite 8). Sen mukaan Suomessa syntyy vuonna 1996 noin 61 000 t v^{-1} elektroniikkaromua. SETELI:n arviota ei ole käytetty kirjallisuustutkimuksen tulosten tarkentamiseen koska pienlaitteiden osalta ei ole saatavissa koostumustietoa ja toisaalta arvio koskee eri ajankohtaa kuin tämä tutkimus.

4 TULOSTEN TARKASTELU

4.1 Kuonan ja lentotuhkan seoksen metallipitoisuudet

Polttokuonan ja lentotuhkan seoksesta saatuja analyysituloksia on verrattu muilla jätteenpolttolaitoksilla tehtyihin havaintoihin taulukossa 18. Hjelman (1987) tulokset ovat tanskalaisista laitoksista, joissa poltetaan kotitalousjätteitä ja muita kuin ongelmajätteitä teollisuudesta. Niitä voidaan käyttää vertailuarvoina tämän tutkimuksen tuloksille.

Yhdyskuntajätteen polttolaitoksen kiinteiden päästöjen keskimääräinen koostumus on: 80–90 % polttokuonaa ja 10–20 % lentotuhkaa (Hjelmar 1987). Tanskalaisten jätteenpolttolaitosten tuloksista lasketut kuonan ja lentotuhkan seoksen metallipitoisuudet ovat samaa luokkaa kuin Turun polttolaitoksella muodostuvassa kuonan ja lentotuhkan seoksessa. Poikkeuksen tekee elohopea, jonka pitoisuudet ovat Turussa kertaluokkaa suuremmat. Tämä johtunee ongelmajätteiden keräilyn tehokkuudesta Tanskassa ja osoittaa keräilyn tehostamistarvetta Turussa.

Taulukko 18. Turun jätteenpolttolaitoksen kuonan ja lentotuhkan seoksen metallipitoisuuksia (mg kg^{-1}) muiden tutkimusten tuloksiin verrattuna. \bar{x} =keskiarvo, min=pienin pitoisuus, max=suurin pitoisuus.

Muuttuja	Tämä tutkimus			Hjelmar (1987)						
	\bar{x}	min-max		Laitos A			Laitos B			
Ntyyppi ²⁾	k+t	k+t		k	t	k+t ³⁾	k	t	k+t ³⁾	
Al	45000	22000	- 71000	49000	78000	54800	47000	77000	53000	
Cd	32	13	- 60	1,4	250	51	3,2	250	52,3	
Cu	3400	570	- 23500	2400	890	2100	4300	1300	3700	
Fe	35000	13000	- 61000	27000	18000	25200	31000	19000	28600	
Pb	3700	1500	- 16000	3100	7400	3960	2300	7800	3400	
Zn	5500	2800	- 14000	2300	25000	6840	2500	22000	6400	
Hg	4,4	3	- 6,4	0,09	1,4	0,35	0,14	2,4	0,59	

¹⁾ Kahdeksan polttolaitoksen analyysitulosten vaihteluväli

²⁾ Näytetyypit: kuona (k), lentotuhka (t), kuonan ja lentotuhkan seos (k + t)

³⁾ Laskettu kuonan ja lentotuhkan pitoisuuksista. Seoksen koostumuksena on käytetty tekstissä mainittua suhdetta: 80 % kuonaa ja 20 % lentotuhkaa.

Cu ja Fe jäävät suurimmaksi osaksi polttokuonaan. Cd, Pb, Zn ja Hg sen sijaan höyrystyvät helposti, kiinnittyvät savukaasun jäähtyessä hiukkasiin ja erottuvat kaasusta sähkösuodattimella hiukkasten mukana. Suuri osa kuonan ja lentotuhkan seoksen Cd:stä, Pb:stä, Zn:stä ja Hg:stä on siten peräisin savukaasusta erotetusta lentotuhkasta (taulukko 18, Lisk ym. 1989, Andrews & Hoffman 1991, Hartman 1991, Belevi ym. 1992).

Elohopean erottamisessa ratkaisevana tekijänä on savukaasun lämpötila. Sähkösuodattimella toimivan puhdistusprosessin lämpötila vaihtelee yleensä 200–300°C välillä. Tässä lämpötilassa elohopea kondensoituu mikrohiukkasiksi, jotka erottuvat vain osittain sähkösuodattimella (Reimann 1986). Lämpötilan laskeminen alle 200°C:een tehostaa elohopean poistoa (Svedberg 1992, Vogg ym. 1986).

4.2 Metallivirrat jätteenpolttolaitoksella

Kokeellisessa tutkimuksessa kerätyn havaintoaineiston sekä tarkkailuraporttien tietojen perusteella arvioitiin polttolaitoksen metallipäästöjen jakautuminen eri päästökomponentteihin: savukaasuun, jäteveteen sekä kuonan ja lentotuhkan seokseen (taulukko 19). Alumiinin, raudan ja sinkin esiintymistä savukaasuissa ei ole tutkittu.

Kaikkien metallien pääasiallinen päästöreitti on kuonan ja lentotuhkan seos (taulukko 19). Seoksesta laskettuun päästöarvioon ei sisälly kuonan joukossa olevan romun metallit (vrt. luku 4.3.1, taulukko 20). Päästökomponenttien keskinäistä vertailua ja rinnastusta ei kuitenkaan voida tehdä yksiselitteisesti. Vertailua vaikeuttaa mm. komponenttien (savukaasun, jäteveden, kuonan ja lentotuhkan seoksen) näytteenoton ja analysoinnin eriaikaisuus. Savukaasuja tutkittiin kertaluonteisesti keväällä 1991 (Merta ym. 1991), jolloin kuonan ja lentotuhkan näytteenotto ei vielä ollut käynnistynyt. Tällä saattaa olla merkittävä vaikutus erityisesti kadmiumin ja elohopean aine-tasekomponenttien keskinäisiin suuruussuhteisiin.

Taulukko 19. Turun jätteenpolttolaitoksen metallipäästöt savukaasussa, kuonan ja lentotuhkan seoksessa sekä jätevedessä. Min=pienin pitoisuus, max=suurin pitoisuus, m^3n =normikuutiometri (vakio lämpötila ja -paine).

Metalli	Savukaasu		Jätevesi			Kuona+lentotuhka		
	pitoisuus ($\mu\text{g (m}^3\text{n)}^{-1}$)	päästö ¹⁾ (t v^{-1}) min – max	pitoisuus (mg l^{-1})		päästö ²⁾ (t v^{-1})	pitoisuus (kg t^{-1}) ³⁾ min – max		päästö ³⁾ (t v^{-1})
Al	–	–	2,5	–130	0,040	22	– 71	500
Cd	82	0,019	0,014	– 0,14	0,00009	0,013	– 0,06	0,37
Cu	490	0,33	0,042	– 2,2	0,002	0,57	– 24	38
Fe	–	–	0,78	– 4,1	0,003	13	– 61	390
Hg	100	0,0095		–	–	3	– 6,4	0,043
Pb	3200	0,66	0,38	– 5,2	0,004	1,5	– 16	40
Zn	–	–	0,56	– 11	0,006	2,8	– 14	61

¹⁾ Lähde: Viatek Tapiola Oy 1992

²⁾ Tarkkailukaivon kautta poistuva vesimäärä on noin $2\,000\,m^3\,v^{-1}$

³⁾ Tarkkailuaikana (12 kk) kaatopaikalle vietiin kuonaa kaikkiaan $17\,700\,t\,v^{-1}$, josta romua oli 10 %. Kuonan kosteuspitoisuus oli noin 30 %, joten kuivan kuonan määrä oli $11\,200\,t\,v^{-1}$. Metallipitoisuudet on analysoitu kuiva-ainesta. Vuosipäästö on laskettu kuukausipäästöjen summana. Laskussa ei ole otettu huomioon kuonan seassa olevan romun metallisisältöä (vrt. luku 4.3.1., taulukko 20)

4.3 Turun yhdyskuntajätehuollon metallivirrat

Turun yhdyskuntajätehuollon osaprosessit ja niiden väliset yhteydet on esitetty luvussa 2.3 (kuva 6). Metallivirtojen kannalta tärkeimmät osaprosessit voidaan nimetä seuraavasti:

1. jätteenpoltto (kuona + lentotuhka sekä kuonan sisältämä romu),
2. kaatopaikkasijoitus (yhdyskuntajäte),
3. romunkeräys (kodinkone- ym. isokokoinen romu) sekä
4. ongelmajätekeräys (paristot, akut, loisteputket).

Seuraavassa arvioidaan eri osaprosesseista muodostuvia metallivirtoja.

4.3.1 Jätteenpoltto

Turun jätteenpolttolaitokselle tulevan jätteen metallipitoisuudet ja niistä syntyvät metallivirrat (taulukko 20) lasketaan luvussa 2.3.7 esitettyjen yhtälöiden 1 ja 2 avulla käyttämällä lähtötietoina kuonan metallipitoisuuksia (taulukko 11, luku 3.1.1), kuonamääriä (taulukko 14, luku 3.2), metalliromun koostumusta (taulukko 16, luku 3.5) ja kertymätietoa (luku 3.4.4). Muiden metallien kuin alumiinin, raudan ja kuparin kohdalla tehdään oletus $G_rC(E)_r=0$. Muiden metallien kuin kadmiumin ja elohopean osalta tehdään oletus $F(E)_s=0$, sillä niiden osalta savukaasun osuus metallin kokonaisvirrasta on pieni (taulukko 19).

Taulukko 20. Turun jätteenpolttolaitokselle tulevan yhdyskuntajätteen metallipitoisuudet ja -virrat polttolaitokselle sekä kaatopaikalle ohjautuneessa yhdyskuntajätteessä seurantakauden syyskuu 1991 – syyskuu 1992 aikana.

Metalli	Pitoisuus poltettavassa jätteessä $C(E)_j$ (kg t ⁻¹)	Metallivirta polttolaitokselle seurannan aikana ¹⁾ $F(E)_j$ (t v ⁻¹)	Metallivirta kaatopaikalle 1992 ²⁾ $F(E)_{kp}$ (t v ⁻¹)
Al	11	570	330
Cd	0,0075	0,39	0,23
Cu	1,1	56	32
Fe	41	2 100	1 200
Hg	0,0010	0,053	0,030
Pb	0,76	40	23
Zn	1,2	61	35
Yhteensä		2 800	1 600

¹⁾ laskettu kuukausittaisten metallivirtojen summana

²⁾ suoraan kaatopaikalle sijoitettavan yhdyskuntajätteen (30 000 t v⁻¹) mukana

Jäteveden metallivirtoja ei ole laskelmissa otettu huomioon lainkaan, sillä ne ovat taseen muita tekijöitä suuruusluokkia pienemmät (taulukko 19). Savukaasun metallivirtojen estimaattina käytettiin aiemmissa tutkimuksissa saatuja tuloksia (luku 3.1.3, Viatek Tapiola Oy 1992).

Kuonan ja lentotuhkan seokseen (kokonaiskertymä 17 700 t v⁻¹) sisältyy metalliromua noin 10 % eli 1 770 t v⁻¹, mikä on 4 % polttoon tulevasta jätteestä (Urpo 1991). Romun koostumus arvioitiin aiempien tutkimusten perusteella (taulukko 16, luku 3.5).

Taulukossa 20 on polttolaitoksen metallivirtojen ohella esitetty luvussa 4.3.2 selostetulla tavalla arvioidut metallivirrat kaatopaikalle.

4.3.2 Kaatopaikkakäsittely

Topinojan kaatopaikalla käsiteltävä yhdyskuntajäte on ns. tavanomaista yhdyskuntajätettä (peräisin liikkeistä, toimistoista, polttolaitoksen huollon aikana myös kotitalouksista). Tätä vietiin kaatopaikalle vuoden 1992 aikana 30 000 t v⁻¹.

Kaatopaikalle yhdyskuntajätteen mukana kulkevien metallien virrat lasketaan yhtälön (3) avulla. Laskelmissa on oletettu, että metallikoostumus on samanlainen kuin analysoidussa jätteessä, eli $C(E)_{kp} = C(E)_j$.

$$F(E)_{kp} = G_{kp} C(E)_{kp} \quad (3)$$

missä $F(E)_{kp}$ = aineen E virta kaatopaikalle (t v⁻¹)
 G_{kp} = kaatopaikalle viedyn yhdyskuntajätteen kertymä (t v⁻¹)
 $C(E)_{kp}$ = aineen E pitoisuus kaatopaikalle viedyssä yhdyskuntajätteessä (kg t⁻¹)

Näin ollen kaatopaikalle kulkeutuu yhdyskuntajätteessä metalleja $1\,600\text{ t v}^{-1}$ (taulukko 20). Tulos on yhteneväinen Turun alueella aiemmin tehdyn tutkimuksen kanssa. Sen mukaan tavanomaisessa yhdyskuntajätteessä on 5 % metalleja, joten kaatopaikalle menisi $1\,500\text{ t v}^{-1}$ metalleja (Juvonen 1988).

Kaatopaikalta metallit voivat purkautua ympäristöön suotovesien ja mahdollisesti kaatopaikkakaasun mukana (lähinnä Hg). Tutkimuksissa on kuitenkin havaittu suomalaisten yhdyskuntajätteen kaatopaikkojen suotovesien metallipitoisuudet rautaa lukuunottamatta melko alhaisiksi (alle 1 mg l^{-1}). Virtaamatietojen avulla lasketut kuormitusarviot osoittavat kaatopaikkojen suotovesistä aiheutuvan metallikuormituksen olevan kertaluokkia pienempi kuin esim. teollisuudesta aiheutuvan (Assmuth ym. 1992). Metallien liikkuvuutta ja siten purkautumista kaatopaikalta edistävät esim. happamuuden lisääntyminen (luku 1.2.6). Kaatopaikkakaasussa purkautuvista metalleista ei ole tutkimustietoa Suomesta.

4.3.3 Romunkeräys

Yhdyskuntajätehuollon piiriin kuuluvat lisäksi isokokoiset romut (kodinkoneet, ammeet) joita useissa kunnissa kerätään mm. kaatopaikkojen tai kierrätyskeskusten romulavoille (luku 1.2.4). Useimmissa kunnissa keräyksestä huolehtivat romuliikkeet.

Taulukossa 21 on esitetty isokokaisen metalliromun koostumus metallien osalta sekä jakeen vaikutus Turun yhdyskuntajätehuollon metallivirtoihin. Keskimääräinen koostumus on laskettu useiden lähteiden ja eri ikäisiä laitteita koskevien tietojen perusteella. Tiedot on saatu osin kirjallisuudesta, osin laitteiden valmistajilta ja maahantuojilta (liitteet 5,6 ja 7). Kodinkoneiden kertymäksi on arvioitu 100 t, josta 78 t kulkee Kierrätyskeskuksen ja Ympäristöpajan kautta. Metalliromu sisältää taulukoitujen metallien ohella mm. sinkkiä ruosteenestoaineena sekä kadmiumia sinkin epäpuhtautena. Näiden pitoisuuksia tai määriä ei kuitenkaan ole tässä arvioitu.

Isokokaisen romun sisältämät metallit ovat periaatteessa helposti kierrätettävissä. Kierrätys kangertelee kuitenkin mm. tehokkaan keräysorganisaation puutteessa. Keveytensä takia esim. kodinkoneet ovat romukauppiaille taloudellisesti kannattamattonta keräysmateriaalia. Keräyksen tehostamisessa tarvitaankin eri tahojen (valmistajien, kuluttajien, kauppiaiden ja hyötykäyttäjien) yhteistyötä ja yhteiskunnan toimenpiteitä.

Taulukko 21. Isokokaisen metalliromun (kodinkoneet) koostumus ja siitä muodostuvat metallivirrat Turun yhdyskuntajätehuoltoon.

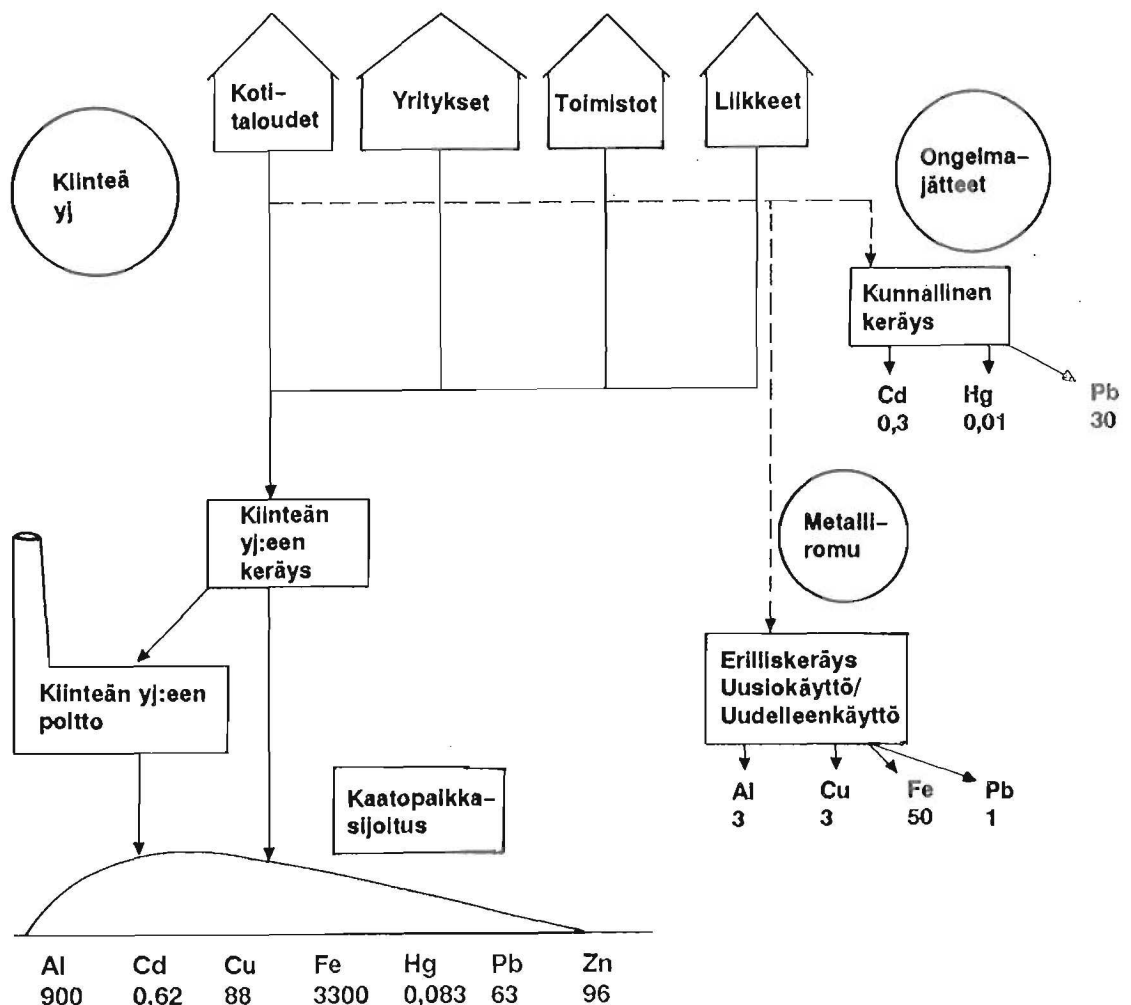
Metalli	Metallin osuus (%) kodinkonejakeesta	Metallivirta kodinkonejakeesta Turun yhdyskuntajätehuoltoon (t v^{-1})
Al	3	3
Cu	3	3
Fe	47	47
Pb	1	1

4.3.4 Ongelmajätekeräys

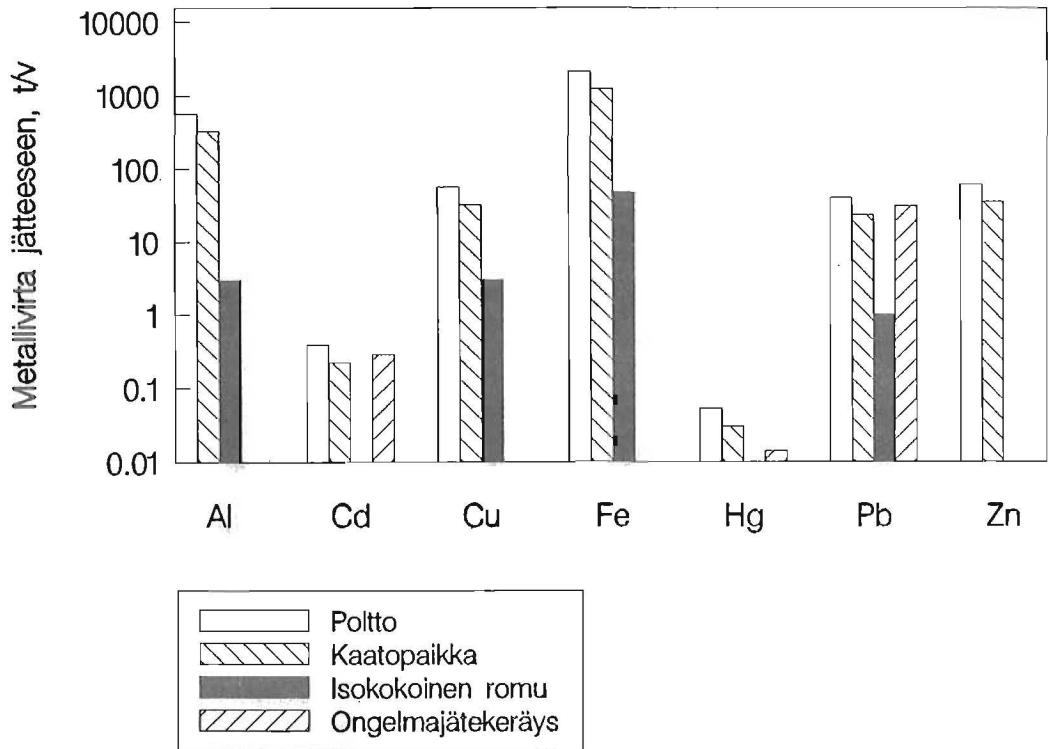
Ongelmajätekeräyksessä talteensaadut metallivirrat on esitetty taulukossa 15. Näiden voidaan katsoa kuuluvan yhdyskuntajätehuoltoon siltä osin, kuin ne kerätään kunnan toimesta. Keräyksellä ei vielä saada talteen kaikkea yhdyskuntajätehuollon piirissä olevaa ongelmajätettä. Tästä on osoituksena mm. polttolaitoksen kuonasta löytyvät Cd-, Hg- ja Pb-pitoisuudet (luku 3.1.1). Ongelmajätteiden keräystä tuleekin edelleen tehostaa mm. tiedotuksella.

4.3.5 Kokonaisarvio

Turun jätteenpolttolaitoksen seurannasta sekä muista lähteistä saatujen tietojen perusteella on kuvaan 11 koottu esitys Turun yhdyskuntajätehuollon metallivirroista. Metallien osuus Turussa syntyvän yhdyskuntajätteen kokonaismäärästä oli vuonna 1992 noin 6 %. Aiemman tutkimuksen mukaan Turun alueen yhdyskuntajätteessä metalleja olisi 5 % (Juvonen 1988). Nyt saatu tulos on korkeampi, koska se sisältää myös kemiallisina yhdisteinä esiintyvät metallit.



Kuva 11. Turun yhdyskuntajätehuollon metallivirrat ($t\ v^{-1}$).



Kuva 12. Turun yhdyskuntajätehuollon osaprosessien metallivirtojen vertailu.

Kuvassa 12 on vertailtu yhdyskuntajätehuollon osaprosessien vaikutusta kokonaismetallivirtoihin. Isokokoisella romulla on suhteellisen pieni vaikutus metallivirtoihin kaikkien tutkittujen metallien osalta. Tämä johtuu mm. pieneksi arvioidusta romukertymästä, joka todellisuudessa todennäköisesti on suurempi, koska tarkkoja tietoja kodinkoneromuista ei saatu kaikista romunkeräyspisteistä.

Lyijyn ja kadmiumin kokonaisvirroista huomattava osa sisältyy ongelmajätekeräyksen osaprosessiin, eli suuri osa niistä saadaan talteen. Elohopean kohdalla polttolaitokselle ja kaatopaikalle ohjautuvien virtojen osuudet kokonaismetallivirroista ovat suuremmat kuin ongelmajätekeräykseen tulleet virrat. Elohopean kokonaisvirta yhdyskuntajätehuollossa on kuitenkin vain noin kymmenesosa kadmiumin kokonaisvirrasta. Cd:n ja Hg:n haitallisuuden takia (luku 1.2.6) niiden virrat ympäristöön tulisi tyrehdyttää kokonaan.

4.4 Tulosten yleistettävyys

4.4.1 Jätteen määrä

Jätteen muodostumisen ja kertymisen on todettu vaihtelevan erilaisissa yhdyskunnissa ja kiinteistöissä (taulukko 22). Kaupungeissa järjestettyyn jätteiden käsittelyyn tuleva jätekertymä asukasta kohti on yleensä suurempi kuin maalaiskunnissa (Viatek Oy 1989). Turussa yhdyskuntajätettä muodostuu noin $470 \text{ kg as}^{-1} \text{ v}^{-1}$ (luku 3.2). Tämän lisäksi syntyy rakennusjätettä, joka on rajattu tästä tutkimuksesta pois. Jätteen kertymä

on samaa luokkaa myös YTV:n alueella, missä vuonna 1992 vietiin yhdyskuntajätettä (muuta kuin rakennusjätettä) kaatopaikalle $460 \text{ kg as}^{-1} \text{ v}^{-1}$ (Rautkari 1993).

Jätteen energiasisältöä käsitelleessä tutkimuksessa asukaskohtaiseksi kaatopaikkajättekertymäksi arvioitiin tutkituilla kaupunkialueilla $560 - 570 \text{ kg as}^{-1} \text{ v}^{-1}$ ja maalaiskunnassa $100 \text{ kg as}^{-1} \text{ v}^{-1}$ (Ranne ym. 1993). Koko maassa asukaskohtainen kaatopaikkajättekertymä olisi $500 \text{ kg as}^{-1} \text{ v}^{-1}$. Kaatopaikkajäte-määritelmään sisältyy yhdyskuntajätteen lisäksi kaatopaikalle kertyvä teollisuus- ja rakennusjäte, jotka puolestaan on rajattu tämän tutkimuksen ulkopuolelle. Em. tutkimuksessa (Ranne ym. 1993) esitettyjen jätemääräarvioiden perusteella voidaan kuitenkin laskea myös yhdyskuntajätteen asukaskohtainen kertymä. Se olisi koko maassa $350 \text{ kg as}^{-1} \text{ v}^{-1}$, eli selvästi pienempi kuin Turussa ja pääkaupunkiseudulla. Pienentävänä tekijänä on tutkitussa maalaiskunnassa arvioitu tutkittua kaupunkia huomattavasti pienempi jätekertymä. Suomalaisista asuu kaupungeissa 64 % ja muissa kunnissa 36 % (Salokangas 1993), joten kaupungeista saatu arvio kuvaa väestön valtaosan jätekertymän suuruutta (taulukko 22).

4.4.2 Jätteen laatu

Jätteen heterogeenisuudesta aiheutuvia vaihteluita näytteiden laatuun ja analyysituloksiin on pyritty tasoittamaan pitkään jatkettulla seurannalla ja päivittäisellä näytteenotolla. Näin on todennäköisesti saatu suhteellisen edustava kuva polttoon tulleen jätteen koostumuksesta.

Muita kuin suoria analyysituloksia käytettäessä on jouduttu tekemään oletuksia ja yleistyksiä, jotka osaltaan aiheuttavat virheitä lopullisiin tuloksiin metallivirtoja laskettaessa.

Taulukko 22. Arvio kotitalousjätteen ja yhdyskuntajätteen kertymistä ($\text{kg as}^{-1} \text{ v}^{-1}$) Suomessa ja eräissä muissa Euroopan maissa (Jätehuollon neuvottelukunta 1991).

Maa	Kotitalousjätteen ominaiskertymä	Yhdyskuntajätteen ominaiskertymä
Suomi, kokonaan	200	500
Suomi, kaupunkialue ¹⁾		560 - 570
Suomi, maalaiskunta ¹⁾		100
Ruotsi	340	640
Norja	200	510
Tanska	240	670
Alankomaat	280	500
Sveitsi	-	490
Itävalta	210	300
Saksan liittotasavalta ²⁾	230	520
Ranska	270	-
Iso-Britannia	300	570

¹⁾ Lähteenä Ranne ym. 1993.

²⁾ Ennen entisen Saksan demokraattisen tasavallan alueiden liittämistä.

Tutkimuksen kuluessa Suomen taloudellinen tilanne on ollut normaalia huonompi. Laman johdosta mm. rakennusjätteen muodostuminen on vähentynyt (luku 1.3). Todennäköisesti sillä on vaikutusta myös jätteiden koostumukseen. Vanhojen kodin-koneiden ym. laitteiden vaihto uusiin on todennäköisesti hidastunut. Myönteinen asenne jätteiden vähentämiseen lajittelun ja kierrätyksen avulla on yleistynyt ja edesauttanut mm. kunnallisten lajittelujärjestelmien menestyksestä käyttöönottoa ja ongelmajätekeräysten onnistumista.

Turussa muodostuvan jätteen koostumus saattaa poiketa muiden suomalaiskaupunkien ja -kuntien jätteestä joidenkin Turun erikoispiirteiden vuoksi. Tällaisia erikoispiirteitä ovat mm. Ruotsiin ja Ahvenanmaalle suuntautuva lauttaliikenne, jonka jätteet tyhjenetään määräsatomissa Suomessa ja Ruotsissa. Lautoilla syntyvän yhdyskuntajätteen koostumusta ei ole analysoitu. Poikkeuksellista siinä on todennäköisesti alumiinisten juomatölkkiä suurempi määrä. Tämä on osaselittäjänä kuonasta analysoiduille alumiinipitoisuuksille, jotka ovat luvussa 4.1 esitetyn vertailun mukaan yhteneväiset ulkomaisten polttolaitosten kanssa.

4.5 Suomen yhdyskuntajätehuollon metallivirrat

4.5.1 Kokonaisarvio ja metallikohtainen arvio

Kirjallisuustutkimuksen ja empiirisen tutkimuksen tuloksia on vertailtu taulukossa 23 ja kuvassa 13. Empiirisen tutkimuksen tulokset on yleistetty Suomen yhdyskuntajätehuoltoon käyttämällä lähtötietoina Turun yhdyskuntajätteen koostumusta sekä kaatopaikoille kertyvän yhdyskuntajätteen kokonaiskertymän arviota (2,5 miljoonaa tonnia vuosittain).

Empiirisen tutkimuksen perusteella lasketut metallivirrat ovat selvästi suuremmat kuin kirjallisuustutkimuksessa saadut. Kirjallisuustarkastelu rajoittuu tuotteissa metallisessa muodossa käytettäviin metalleihin. Empiirisestä osasta saadut tulokset sisältävät tämän lisäksi kemiallisina yhdisteinä sekä epäpuhtauksina esiintyvät metallit.

Tutkimuksen osat yhdistämällä on laadittu kuvan 13 esitys koko Suomessa yhdyskuntajätteeksi päätyvistä metallivirroista. Kuvan 11 esityksestä poiketen tässä ei ole eritelty ongelmajätekeräyksillä tai romunkeräyksillä talteensaatuja metalleja.

Suomessa vuosittain muodostuvan yhdyskuntajätteen kokonaismäärästä (3,1 milj. tonnia) metallien osuus noin 5 % (153 000 t v⁻¹, taulukko 23), kun tarkastellaan empiirisen ja kirjallisuustutkimuksen tulosten yhdistelmää. Kirjallisuustutkimuksen mukaan metallivirrat muodostivat yhdyskuntajätteen kokonaisvirrasta noin 1,5 % (44 300 t v⁻¹).

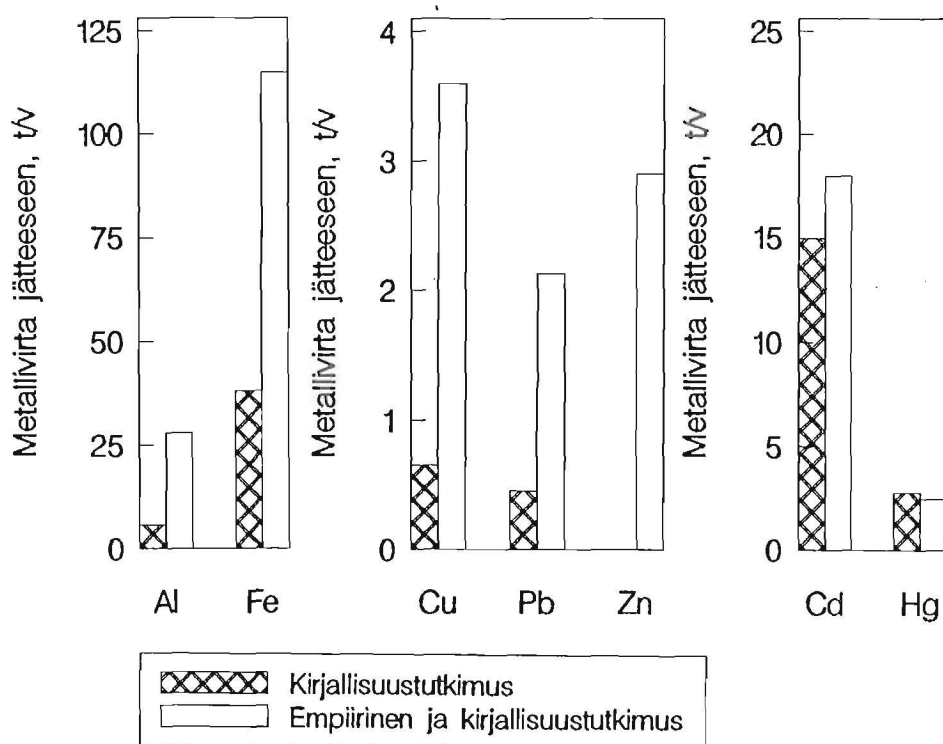
Arvio yhdyskuntajätteen metallijakeen osuudesta on yleensä 3 - 4 % (Juvonen ja Kaila 1987, Juvonen 1988, Paavo Ristola Oy 1991). Metallijakeeseen luetaan kuitenkin kuuluvaksi vain pienikokoinen metallijäte, eikä esim. isokokoista kodinkoneromua. Nyt saatu arvio on korkeampi myös syystä että kokeellisen tutkimuksen tulosten kautta mukaan tulevat myös kemiallisina yhdisteinä esiintyvät metallit.

Taulukko 23. Kirjallisuustutkimuksen ja empiirisen tutkimuksen tulosten vertailu.

Metalli	Metallin virta Suomen yhdyskuntajätehuoltoon (t v ⁻¹)		
	Sekalainen yj + isokokoinen romu ¹⁾	Sekalainen yj ²⁾	Isokokoinen romu ¹⁾
Al	5 800	27 000	900
Cd	15	18	–
Cu	650	2 700	900
Fe	38 000	100 000	15 000
Hg	1,5 – 4,1	2,5	–
Pb	450	1 900	230
Zn	–	2 900	–
Yhteensä	44 300	136 000	17 000

¹⁾ Kirjallisuustutkimuksen perusteella

²⁾ Empiirisen tutkimuksen perusteella



Kuva 13. Arvio yhdyskuntajätehuollon metallivirroista Suomessa. Vertailu eri tutkimusmenetelmillä saaduista tuloksista.

Pienimmät erot kirjallisuustutkimuksen ja empiirisen tutkimuksen tuloksissa ovat kadmiumin ja elohopean virroissa. Näiden erittäin haitallisiksi tunnustettujen metallien käyttöä on säännöstelty jo pitkään.

Kadmiumin käyttöä kemiallisena yhdisteenä esim. väriaineissa ja muovien stabilisaattoreissa on vähennetty. Aiemmissa tutkimuksissa (mm. Bidlingmaier 1990) on

todettu, että jopa 30 % sekalaisen kotitalousjätteen sisältämästä kadmiumista olisi peräisin muoveista. Cd- ja Pb-stabilisaattoreita ei enää käytetä elintarvikepakkauksissa. Sen sijaan kadmiumia esiintyy mm. muissa pakkauksissa, jalkineissa, huonekaluissa ja vinyylistä valmistetuissa äänilevyissä (Tamaddon ja Hogland 1993, Mattila 1991). Näistä viimeksi mainittu on voimakkaasti väistytvä tuote.

Kadmium on tehokas ruostesuoja ja sitä käytetäänkin teräksen ja raudan pinnoitteena rakenteissa, jotka sijoitetaan vaativiin olosuhteisiin (Stoeppler 1991). Runsainta ja edelleen lisääntyvää kadmiumin käyttö on akuissa, joita keräyksen tehostamisesta huolimatta edelleen päätyy jätteeseen runsaasti.

Elohopeaa käytetään pääasiassa metallisessa muodossa, joten sen kohdalla tuotelähtöinen tarkastelu antaa saman tuloksen kuin jätteen analysointiin perustuva.

Huomattavia tulosten poikkeamia oli odotettavissa **raudan** ja kuparin kohdalla, sillä niiden arviointi tuotepohjaisen tarkastelun avulla osoittautui erittäin vaikeaksi. Raudan kohdalla hankaluus johtui käyttökohteiden runsaudesta. Rautaa käytetään pääasiassa rauta- ja teräsesineissä, mutta yleisenä alkuaineena sitä esiintyy mm. jätteen orgaanisessa jaksessa mm. vihanneksissa (Huebers 1991).

Kuparilla hankaluuksia aiheutui yleisimmän muodon, kuparijohtojen, esiintymisen ja määrän arvioinnin vaikeudesta. Kupariyhdisteitä käytetään mm. väriaineina, raionin valmistuksessa, levämyrkkynä ja rehuissa kasvunestäjänä. Joitakin näistä yhdisteistä joutuu todennäköisesti myös jätteisiin (Scheinberg 1991).

Alumiinin osalta tulosten poikkeama voi osittain johtua tutkitun jätteen normaalia korkeammasta alumiinitölkkisällöstä (luku 4.4). Toisaalta siihen vaikuttaa alumiinin runsas käyttö erilaisina kemiallisina yhdisteinä esim. maalien ja lasin raaka-aineena sekä paperiteollisuudessa opasiteetin eli läpinäkyvyyden kasvattamiseksi (Savory ja Wills 1991).

Lyijyn osalta poikkeama on vaikeammin selitettävissä. Lyijyn käyttöä on rajoitettu samalla tavoin kuin kadmiumin käyttöä. Säilyketölkkien juotoksissa käytettiin aiemmin yleisesti lyijyn ja tinan seosta. Nykyään tölkeissä käytetään pääasiassa kuumasaumausta. Kirjallisuustarkastelun tulosten perusteella kaikki käynnistysakkuina käytetyt lyijyhappoakut saadaan talteen ja kierrätetään. Käytännössä on kuitenkin todettavissa että akkuja vieläkin joutuu jätesäiliöihin ja jätteenkäsittelyyn. Tämäkään ei vielä kokonaan selitä suurta eroa tutkimusmenetelmien välillä.

Lyijy-yhdisteiden esiintyminen mm. lasissa ja keramiikassa voi osaltaan vaikuttaa analyysituloksiin. Maaleissa lyijy-yhdisteiden käytöstä on luovuttu paitsi esim. siltarakenteissa, jotka tulevat vaikeisiin olosuhteisiin (Ewers & Schlipköter 1991). Yhdyskuntajätteen joukkoon joutuu usein myös pihojen ja katujen lakaisujätteitä, jotka sisältävät autojen pakokaasuista laskeutunutta lyijyä (Aittola ym. 1991). Tämä Pb-lähde on väistymässä lyijyttömän bensiinin yleistyessä.

Epäpuhtauksina metalleja on todettu esiintyneen myös painetussa paperissa. Lähteenä on ollut painoväreissä käytetyt lyijy, kupari ja sinkki sekä paperin valmistuksessa käytetyn puun maaperästä ottamat metallit (Bidlingmaier 1990, Visalli 1990).

Sinkkiä ei tarkasteltu lainkaan tuotelähtöisesti, sillä sen pääasiallinen käyttö teräksen ja raudan galvanointiin vaikeuttaa arviointia. Sinkkiyhdisteitä käytetään lisäksi useisiin

tarkoituksiin, mm. messinkiesineissä, kemikaaleissa, maaleissa, lattiapäällysteissä, lasissa, emalissa, kankaissa, muoveissa, voiteluaineissa sekä lääkeaineissa (Ohnesorge & Wilhelm 1991). Näin ollen pelkän kokeellisen tutkimuksen tulosten perusteella ei voida esim. arvioida yhdyskuntajätteen sisältämän kierrätykseen soveltuvan sinkkiromun määrää.

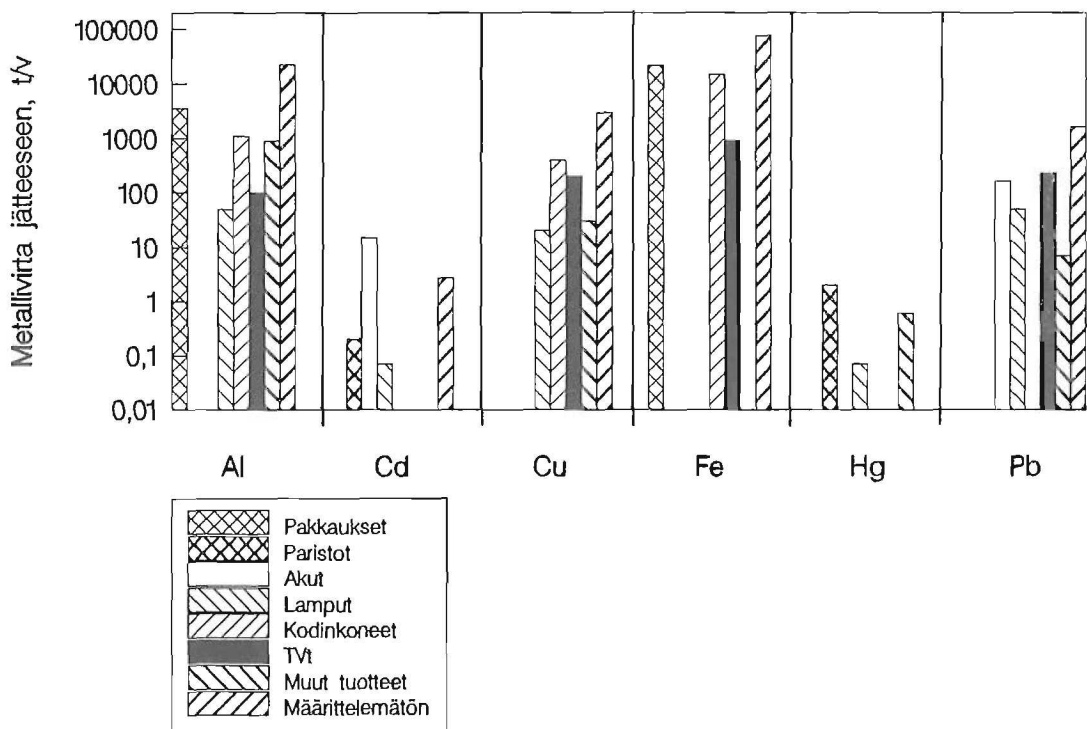
Yhtenä tekijänä eri tutkimusmenetelmillä saatujen tuloksien eroihin vaikuttaa **tutkimuksen rajaus** (luku 1.3). Heti alkuvaiheessa tutkimuksen ulkopuolelle rajattiin romuautot ja muut autoihin liittyvät metallivirrat. Autojen huollon yhteydessä vaihdettavia osia, sytytystulppia (Cu) ja renkaiden tasapainolyijyjä, todennäköisesti kuitenkin jossain määrin joutuu yhdyskuntajätteiden joukkoon suurentaen jätteen metallivirtoja.

Pääasiassa yhdyskuntajätteen metallit kertyvät Suomessa kaatopaikoille. Pieniä metallivirtoja purkautuu kaatopaikoilta ympäristöön suotovesien mukana, mutta valtaosa metallivirroista pysähtyy kaatopaikkaan.

Yksittäisillä paikkakunnilla on jättejakeiden hyötykäyttöä tehostettu jätteiden synty-paikkalajittelua koskevilla määräyksillä. Tällaisia jätehuoltomääräyksiä, jotka muiden jakeiden lisäksi tehostavat metallijakeen talteenottoa, on annettu mm. Kangasalla, Vaasassa, Pietarsaareissa ja Turussa (Koivusaari 1992, Paananen 1993).

4.5.2 Tuoteryhmien vaikutus metallivirtoihin

Tuoteryhmien osuudet kokonaismetallivirroista vaihtelevat eri metalleilla (kuva 14). Tärkeimmät lähteet kadmiumille ja elohopealle ovat kirjallisuustutkimuksen mukaan paristot ja akut, kuparille ja raudalle kodinkoneet, alumiinille pakkaukset ja lyijylle akut ja televisiot. Edellä esitetyn mukaan metallit eivät kuitenkaan ole kokonaisuudessaan jäljitettävissä yksittäisiin tuotteisiin tai tuoteryhmiin. Tätä osoittaa jokaisen metallin kohdalla varsin korkeaksi nouseva määrittelemätön osuus.



Kuva 14. Tuoteryhmien osuudet Suomen yhdyskuntajätehuollon metallivirroista.

4.5.3 Vertailu muihin tutkimuksiin

Tutkimustulosten vertailuun soveltuvaa aineistoa on suomalaisesta yhdyskuntajätteestä toistaiseksi olemassa vähän. Jätteen koostumusta on arvioitu useissa tutkimuksissa, mutta käytetyt jätejake- ja jätelajiluokitukset sekä tutkimusten rajaukset ovat olleet vaihtelevia. Eniten tutkimuksia on tehty talousjätteestä (Juvonen ja Kaila 1987, Juvonen 1988, Mukherjee 1989, Aittola ym. 1991). Jätteen koostumustutkimukset ovat keskittyneet joko haitallisiin raskasmetalleihin tai esim. jätteenpoltossa syntyvien savukaasujen haitallisuuden kannalta tärkeisiin aineisiin (PCB, Cl, F, N, S). Jätteen alumiini- ja rautasisältöä ei ole aikaisemmin tutkittu, vaikkakin alumiinin osuus haitallisten dioksiinien katalysoinnissa on todettu (Aittola ym. 1991).

Taulukkoon 24 on koottu eri tutkimusten arvioita talous- tai yhdyskuntajätteen metallipitoisuuksista ja metallivirroista. Tulokset ovat vain osittain vertailukelpoisia. Juvosen ja Kailan (1987) tutkimuksissa YTV:n alueella tutkittavista jättejakeista puuttui kokonaan isokokoinen romu. Jättejakeista oli myös eroteltu ongelmajätteet, joita kuitenkin Turun polttolaitokselle tulevassa jätteessä on jonkin verran mukana.

Tuotelähtöisellä tarkastelulla toteutetuista tutkimuksista Mukherjeen (1993) arvio yhdyskuntajätteeseen päätyvästä lyijyvirrasta ja Hoglandin ym. (1990) arvio Ruotsissa keräämättä jääneestä elohopeasta ovat yksityiskohtaisempia ja siten tarkempia kuin Mukherjeen (1989) arviot yhdyskuntajätteen Cd- ja Hg-virroista. Yksityiskohtaisemmillä tutkimuksilla saadut arviot ovat varsin yhteneväiset tämän tutkimuksen empiirisen osan tulosten kanssa.

Taulukko 24. Eri tutkimuksissa havaittujen yhdyskuntajätteen metallipitoisuuksien ja -virtojen vertailu.

Vertailutieto	Cd		Cu		Hg		Pb		Zn	
	mg kg ⁻¹ t v ⁻¹		mg kg ⁻¹ t v ⁻¹		mg kg ⁻¹ t v ⁻¹		mg kg ⁻¹ t v ⁻¹		mg kg ⁻¹ t v ⁻¹	
Suomi, yhd.jäte ¹⁾	7,5	18	1100	2700	1	2,5	760	1900	1200	2900
Suomi, yhd.jäte ²⁾		15		650		1,5-4,1		450		
Suomi, tal.jäte ³⁾	1	0,9			0,1	0,1				
Suomi, yhd.jäte ⁴⁾								1730		
Turku, yhd.jäte ⁵⁾	18,5				1,4					
YTV, tal.jäte ⁶⁾	1,4				0,13		174		687	
					2-3,5					
Ruotsi, jäte ⁷⁾						4,6-5,1				

¹⁾ Tämä tutkimus, empiirinen osa

²⁾ Tämä tutkimus, kirjallisuusosa

³⁾ Pitoisuusarviot Juvosen ja Kailan (1987) YTV:n aluetta koskevan tutkimuksen perusteella (Mukherjee 1989). Talousjätteen kertymä 900 400 tonnia vuonna 1987.

⁴⁾ Tuotteiden metallikoostumuksen ja kulutustietojen perusteella v. 1990 (Mukherjee 1993).

⁵⁾ Arvio Turun jätteenpolttolaitoksella poltettavan yhdyskuntajätteen koostumuksesta (Mukherjee 1989). Vertaa ¹⁾.

⁶⁾ Arvio YTV:n alueella muodostuvan talousjätteen metallikoostumuksesta. Hg-pitoisuus ilman paristoja 0,13 mg kg⁻¹, mutta paristot mukaanlukien 2-3,5 mg kg⁻¹ (Juvonen ja Kaila 1987).

⁷⁾ Arvio v. 1988 erilliskeräysten ulkopuolella jätteeseen päätyneestä Hg-virrasta (Hogland ym. 1990).

4.5.4 Vertailu vuosittain käyttöön otettaviin metallimääriin

Yhdyskuntajätehuollon metallivirtoja voidaan verrata Suomessa vuosittain tuotettaviin ja käyttöön otettaviin metallimääriin (taulukko 25). 1990-luvulla käyttöön otetut metallimäärät eivät ole tutkimuksen tuloksiin nähden täysin vertailukelpoisia, sillä suurimmalla osalla metalleista kierto tuotannon ja kulutuksen kautta jätehuoltoon kestää kymmenen vuotta tai ylikin. Suuntaa antava vertailu voidaan kuitenkin tehdä.

Vuosina 1991 ja 1992 kotimaassa käyttöön otettuihin metallimääriin verrattuna voidaan todeta yhdyskuntajätteeseen päätyvän raudasta pitkälti alle 0,01 % ja muista-kin metalleista vain 5 – 15 %. Poikkeuksena on kuitenkin lyijy, jonka käyttöön otetusta määrästä yli 20 % päättyy yhdyskuntajätehuoltoon.

Todellisuudessa yhdyskuntajätehuoltoon päätyvien metallivirtojen osuudet käyttöön otetuista metallimääristä ovat pienempiä kuin edellä esitetyt 5–20 %, sillä taulukossa 25 ei oteta huomioon valmiissa tuotteissa maahamme tulevia ja käyttöön otettavia metalleja. Valtaosa metalleista ja metallijätteestä liikkuu siten teollisuuden, rakennustoiminnan ym. tuotantotoiminnan piirissä ja jää muille materiaalihuollon sektoreille kuin yhdyskuntajätehuoltoon.

Kiinteän yhdyskuntajätteen lyijyvirran poikkeavan suuri osuus kokonaisvirrasta johtuu suureksi osaksi elektroniikka- ja akkujätteestä. Näiden Pb-pitoisten jätteiden vähentämisen ja erilliskeräilyyn merkitys yhdyskuntajätehuollossa korostuu, kun otetaan huomioon lyijystä aiheutuvat ympäristö- ja terveyshaitat.

Taulukko 25. Suomessa tuotetut ja käyttöön otetut (tuotanto+(tuonti-vienti)) metallimäärät vuosina 1990–1992 (MET 1993).

Metalli	Tuotettu			Käyttöön otettu		
	1990	1991	1992	1990	1991	1992
Raakarauta (milj.t v ⁻¹)	2283	2332	2452			
Raakateräs (milj. t v ⁻¹)	2860	2890	3077			
Alumiini (1000 t v ⁻¹) ¹⁾					2,9	-1– 3,7
Kupari (1000 t v ⁻¹)	65	64	71	73	64	61
Lyijy (1000 t v ⁻¹)				13,8	12,3	7,73
Sinkki (1000 t v ⁻¹)	175	170	171	35	18	31
Kadmium (t v ⁻¹)	569	592	590	569	592	590
Elohopea (t v ⁻¹)	141	74	85	141	74	85

¹⁾ Alumiiniromu, jota esim. Kuusakoski Oy tuo Suomeen, ei ole alumiinitaseessa mukana.

4.6 Tutkimusmenetelmien soveltuvuus jätehuollon ainevirtojen selvittämiseen

Tutkimuksessa käytettiin kahta erilaista lähestymistapaa yhdyskuntajätteeseen päätyvien metallivirtojen arvioimiseksi. Edellä on jo verrattu eri lähestymistavoilla saatuja tuloksia, niissä esiintyviä poikkeamia sekä syitä poikkeamiin. Lisäksi on tarkasteltu molempiin menetelmiin liittyviä ongelmia.

Yleisesti ottaen tuotelähtöinen kirjallisuustutkimus antoi paljon pienempiä arvioita metallivirroista. Voitaneen arvioida, että empiirisellä tutkimuksella saadut tulokset ovat edellä esitetyistä rajoituksista huolimatta totuudenmukaisempia. Tämä korostaa sovelletun tutkimusmenetelmän merkitystä ja samalla heijastaa sekundäärisiin lähteisiin (tilastoihin, kirjallisuuteen yms.) perustuvien arviointitapojen epävarmuustekijöitä. Toisaalta viimeainittu tutkimusmenetelmä antaa tärkeää täydentävää tietoa.

Yhteenvetona voidaan todeta ainevirta-analyysi hyväksi ja kehittämiskelpoiseksi menetelmäksi yhdyskuntajätehuollon, tai yleisemmällä tasolla koko jätehuollon ainevirtojen tutkimisessa. Ainevirta-analyysillä saatavien nykytilannetta koskevien tietojen avulla voidaan tarkastella mm. erilaisten lainsäädännössä ja tuotesuunnittelussa tapahtuvien muutosten ja toimenpiteiden vaikutuksia aineiden virtoihin tulevaisuudessa.

Tutkimuksen lähestymistavan valinta riippuu tutkimukselle asetettavista tavoitteista. Jätteiden kierrätyspotentiaalin selvittämisessä on tuotelähtöinen tarkastelu käyttökelpoinen menetelmä. Tällöin voidaan välttää jätteistä suoritettavan näytteenottoon, käsittelyyn ja analysointiin liittyvät käytännön ongelmat. Toisaalta tuotelähtöisessä tarkastelussa joudutaan etsimään tietoja hajallaan olevista lähteistä ja usein tekemään oletuksia ja yleistyksiä, ja tuloksiin liittyy huomattaviakin epävarmuustekijöitä.

Jos taas halutaan tarkasti selvittää esim. jätteen sisältämien haitallisten aineiden esiintymistä, on varmintä käyttää empiiristä tutkimusta hyvin suunniteltuine näytteenotto-ohjelmineen. Empiiristä menetelmää käytettäessä on kuitenkin varmistettava että tarkasteluun otetaan mukaan kaikki oleelliset jättejakeet. Empiirisellä tutkimuksella saadaan tietoa myös kemiallisina yhdisteinä ja mahdollisina epäpuhtauksina esiintyvistä aineista.

Tuotelähtöisen ja empiirisen tutkimustavan yhdistelmällä saadaan molemmista lähestymistavoista enemmän hyötyä.

4.7 Yhdyskuntajätteen metallivirtojen pienentäminen

Tutkimuksen perusteella voidaan tarkastella erilaisten materiaali- ja jätehuollon toimien mahdollisia vaikutuksia tutkittujen metallien virtoihin sekä jätehuoltojärjestelmiin ja ympäristöön. Samoin voidaan tarkastella mahdollisuuksia tehostaa tutkittujen metallien käyttöä uusioraaka-aineena ja tätä kautta vähentää luonnonvarojen tuhlausta. Ratkaisut ovat erilaisia eri metalleille sekä eri tuotteille ja tuoteryhmille. Optimiratkaisut löytyvät useimmiten erilaisten ratkaisuvaihtoehtojen yhdistelmistä (Barton 1993).

4.7.1 Käytettävissä olevat menetelmät

Jätteeseen ja siitä ympäristöön päätyviä metallivirtoja voidaan pienentää

1. vähentämällä metallien käyttöä tuotteiden valmistuksessa,
2. pidentämällä metalleja sisältävien tuotteiden käyttöikää,
3. metallijätteen erilliskeräilyn ja kierrätyksen avulla sekä
4. metallijätteen tehokkaan käsittelyn (esim. stabilointi) ja loppusijoituksen avulla.

Viimeksi mainittu vaihtoehto sopii lähinnä lietteiden, saastuneiden maa-ainesten yms. kautta jätehuoltoon päätyville metalleille. Tätä vaihtoehtoa ei tarkastella tässä yhteydessä lähemmin.

Kierrätyksellä tarkoitetaan tässä vain materiaalin uusiokäyttöä (luku 1.1). Kierrätyksen tehostamisessa joudutaan usein kohtaamaan sekä taloudellisia että teknisiä ongelmia. Talteensaadun jättemateriaalin toimittaminen jatkokäyttöön on kallista tai jättemateriaalille ei löydy käyttöä. Jätteestä erotettu materiaali saattaa sisältää liikaa epäpuhtauksia, jotta se voitaisiin käyttää uudestaan.

Kierrätyksellä pyritään voimavarojen säästämiseen. Suoraa taloudellista hyötyä saadaan esim. raudan ja kuparin kierräyksestä. Kierrätystä tulee kuitenkin tarkastella kokonaisuutena ottaen huomioon myös kierrätyksen järjestämisessä kulutettavat (ja saatavat) talousresurssit ja luonnonvarat (Barton 1991). Kierrätys vaatii aina energiaa. Onko materiaalin kierrätyksellä saatava energian säästö suurempi kuin kierrätyksen järjestämisen mahdollisesti aiheuttama energian lisäkulutus? Saadaanko kierrätyksellä aikaan esim. ilmapäästöjen pienenemistä? Tuleeko kierrätyskelvoton, mutta muuten vähän luonnonvaroja kuluttava tuote korvata tuotteella, joka voidaan kierrättää, mutta josta saatavat luonnonvarojen säästöt kokonaisuudessaan ovat pienemmät? Miten verrataan luonnonvarojen käytön ja ehtymisen aiheuttamien ympäristöhaittojen vähentämisestä saavutettavaa hyötyä vähentämistoimien kustannuksiin?

Useiden metallien osalta terveydelliset ja ekotoksikologiset haitat (ja niiden mahdollisuus) puoltavat käytön vähentämistä ja erilliskeräilyn ja kierrätyksen tehostamista niin voimakkaasti, että talousnäkökohdat eivät ole yksinomaan määrääviä. Näidenkin toimenpiteiden kohdentamisessa tarvitaan tietoa metallivirroista systeemeissä.

Kierrätyksen järjestäminen ja lisääminen ei ole yksiselitteisesti paras ratkaisu ainevirtojen pienentämiseen. Joka tapauksessa tutkittujen metallien virtoja jätehuoltoon tulee yleisesti ottaen pienentää jätteiden määrän ja haitallisuuden vähentämiseksi. Metallivirtojen pienentämiseen tulee kuitenkin monessa tapauksessa ensisijaisesti pyrkiä ennaltaehkäisevin keinoin mieluummin kuin kierrätystä lisäämällä.

4.7.2 Metallien käytön vähentäminen tuotteiden valmistuksessa

Metallien käytön vähentäminen ja korvaaminen muilla materiaaleilla on tärkein keino haitallisten metallivirtojen hallinnassa. Kadmiumin ja elohopean vähentämistä on edistetty säädöksillä ja sopimuksilla. Toiminta on ollut tuloksellista, sillä kadmiumin ja elohopean virrat jätteisiin ovat lähes kokonaisuudessaan jäljitettävissä tiettyihin tuotteisiin (luku 4.5.1). Epämääräisistä lähteistä on päästy eroon ja siten metallit ovat helpommin hallittavissa. Kadmiumin korvaajia on kehitetty esim. stabilisaattoreihin sekä pigmentteihin (Böhm ja Tötsch 1989, Louekari ym. 1991, Vogel 1992).

Kolmannen erittäin haitallisen metallin, lyijyn, osalta tilanne ei näytä yhtä hyvältä. Lyijyn käytöstä on luovuttu mm. säilyketölkkien saumauksissa, pullojen kapseleissa ja kaapeleissa suurelta osin. Kuitenkin jätehuoltoon päätyy lyijyä hajalähteistä: elektroniikasta, lasista ja keramiikasta (luku 4.5.1).

Haitallisille metalleille etsitään korvaajia parhaillaan mm. kadmium- ja lyijyakkuihin. Akkujen moninaiset käyttökohteet sekä erilaiset teho- ja kokovaatimukset vaikeuttavat korvaajien löytymistä. Toistaiseksi raskasmetalliakuille ei ole löydetty kaikissa käyttökohteissa kilpailukykyisiä korvaajia (Bjørnstad ja Havenstrøm 1992a). Korvaavien aineiden ollessa vielä etsittävänä ja kehitettävänä tulee haitallistenkin metallien osalta keskittyä keräilyyn ja kierrätyksen tehostamiseen.

Metallien korvaamisella voidaan haitallisuuden vähentämisen lisäksi pyrkiä esim. tuotteen painon vähentämiseen. Pääasiallisesti metallit korvataan tällöin erilaisilla muoveilla. Metallien käyttö perustuu kuitenkin niiden ainutlaatuisiin ominaisuuksiin ja laajaan tuotantokapasiteettiin, joten niiden korvaaminen laajamittaisemmin muuten kuin haitallisuuden vähentämiseksi on epätodennäköistä (Holappa ja Jalkanen 1991).

Korvaavien aineiden käyttöönotossa tulee punnittavaksi uudesta aineesta saatava sekä taloudellinen että ympäristönsuojelullinen hyöty. Tunnetaanko uuden aineen ominaisuudet ja sen käyttäytyminen ympäristössä niin hyvin, että se voidaan katsoa haitattomammaksi kuin ennestään käytössä oleva? (Bjørnstad ja Havenstrøm 1992a, Ministry of the env. nat. res. 1993)

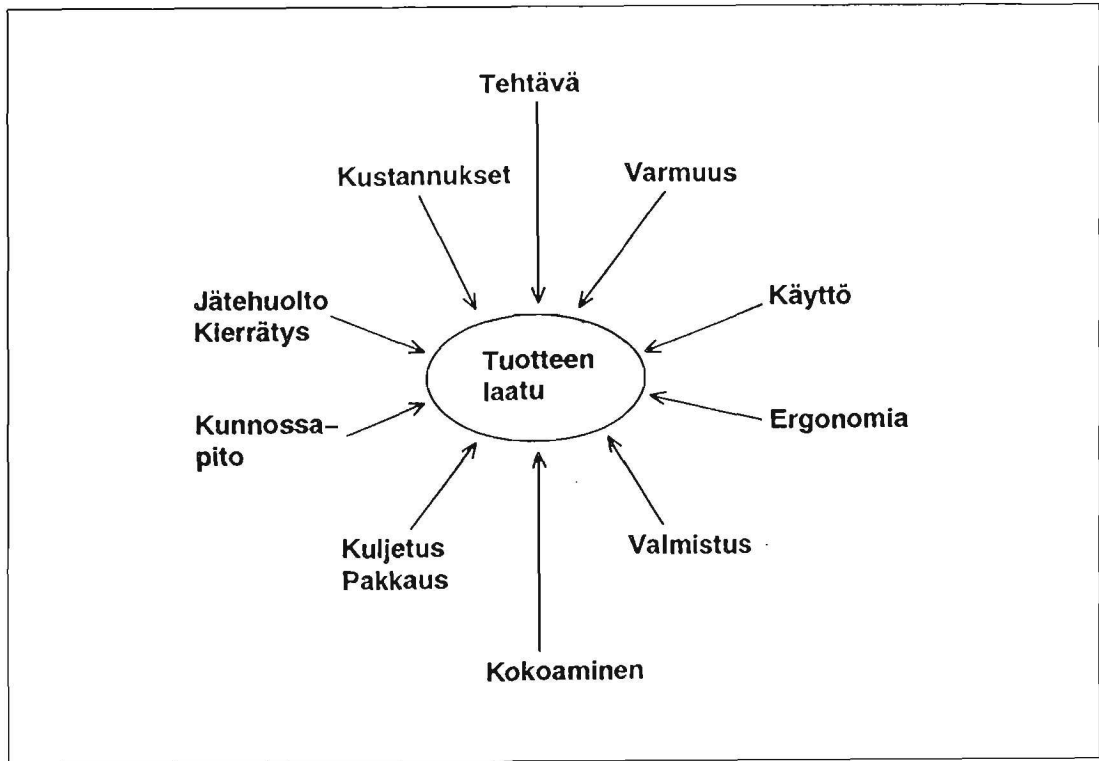
4.7.3 Tuotteiden käyttöiän pidentäminen

Tuotteiden käyttöiän piteneminen johtaa käytössä olevien tuotteiden korvaushankintojen hidastumiseen. Tuotteen koko elinaikana syntyvien jätteiden ja päästöjen määrissä on arvioitu syntyvän 50 % väheneminen, jos tuotteen käyttöikä kaksinkertaistuu (Stahel 1992).

Tuotteiden käyttöikää voidaan pidentää tekemällä tuotteista helposti (mekaanisesti) purettavia ja korjattavia. Korjaaminen tulee saada myös edullisemmaksi kuin uuden tuotteen hankinta, jotta kuluttajat saadaan käyttäytymään toivotulla tavalla (Henstock 1988, Institut für Produktdauer-Forschung 1991, Kuuva ja Airila 1993).

Korjaavaan tuotantoon sopivia tuoteryhmiä ovat kodinkoneet ja muu elektroniikka, joiden tuotekchittely osittain on jo suuntautunutkin helpommin purettaviin malleihin (Institut für Produktdauer-Forschung 1991). Korjattavuutta voidaan lisätä käyttämällä yksittäisten (usein pienikokoisten) osien sijaan osakomplekseja, jotka vaihdetaan moduleina (Henstock 1988). Kodinkoneiden korjattavuuden lisäämisellä voidaan pääasiassa vähentää yhdyskuntajätteeseen päätyviä rauta- ja kuparivirtoja. Muun elektroniikan korjattavuudella puolestaan edistettäisiin niinikään kuparin, mutta lisäksi alumiinin ja lyijyn virtojen pienentämistä (luku 4.5.1).

Automaattipesukoneen kierrätettävyyttä tutkittaessa todettiin nykyisten mallien korjattavuudessa puutteiksi mm. osien irrottamisen hankaluus ja komponenttien (esim. moottorin) toimintakelpoisuuden ja kunnan toteamisen vaikeus (Kuuva ja Airila 1991).



Kuva 15. Teknisen tuotteen laatuvaatimukset muodostuvat useasta tekijästä (Institut für Produktdauer-Forschung 1991).

Yleisesti ottaen voidaan sanoa, että tuotekehittelyä tarvitaan myös tuotteiden ja niiden sisältämien materiaalien kierrätettävyyden tehostamiseksi. Kierrätettävyyttä tulisi ottaa tuotteiden suunnitteluun mukaan tasa-arvoisena tekijänä kestäväyyden, ulkonäön ja muiden perinteisesti suunnitteluun vaikuttavien tekijöiden kanssa (kuva 15) (Institut für Produktdauer-Forschung 1991, Stahel 1992).

Korjauskelpoisen ja myyntiä vähentävän tuotannon käynnistäminen ei välttämättä houkuttele tuotantotoimintaa, jonka tavoitteena on myydä mahdollisimman paljon tuotettuja hyödykkeitä. Toiminta voidaan tehdä kannattavammaksi esim. siirtymällä tuotteiden sijaan myymään tuotteiden käyttöä tai vaikutusta. Ensin mainitusta on esimerkkinä eräs valokopiokoneiden valmistaja, joka vuokraa koneensa ja perii vuokrana kopiomääriin perustuvaa maksua. Maksu sisältää koneiden huollon ja korjauksen ja siten toiminta ylläpitää yrityksen työpaikkoja (Stahel 1992).

Tuotteiden käyttöiän pidentäminen voidaan tehdä yrityksille houkuttelevammaksi myös erilaisin taloudellisin ohjaukskeinoin. Nämä voivat olla joko rankaisuvia tai kannustavia maksuja tai maksuhelpotuksia. Molemmat tulevat lopulta näkyviin tuotteen hinnassa, mikä puolestaan ohjaa kuluttajien käyttäytymistä (Barton 1991, Stahel 1992, Ministry of the env. and nat. res. 1993).

4.7.4 Erilliskeräyksen ja kierrätyksen tehostaminen

Tarkasteltaessa mahdollisuuksia lisätä nykyisin yhdyskuntajätteeseen päätyvien metallien kierrätystä nousevat esiin seuraavat kysymykset:

1. Mitä metalleja, tuotteita tai tuoteryhmiä on **tarpeen** kierrättää?
2. Mitä metalleja, tuotteita tai tuoteryhmiä **voidaan** kierrättää?
3. **Miten** metalleja, tuotteita tai tuoteryhmiä voidaan kierrättää?

Kierrätyksen tarpeellisuus on ilmiselvä sellaisten haitallisten metallien kohdalla, joita ei tuotekehityksellä vielä ole saatu poistettua jätevirroista. Edellä on tällaisena jo mainittu lyijy, jonka kierrätystä onkin tehostettu käynnistysakkujen talteenotolla. Kierrätys tulee ulottaa kattavasti myös suljettuihin lyijyakkuihin, joiden käsittelystä käytön jälkeen ei tällä hetkellä ole selkeää kuvaa. Lyijyä käytetään pieniä määriä elektroniikan piirikorteissa, kuvaputkien (televisiot, tietokonenäytöt) lasissa ym. kohteissa, joista sitä päätyy jätteeseen.

Kadmiumin päävirta muodostuu NiCd-akuista, joita sisältyy useisiin jokapäiväisessä kulutuksessa oleviin tuotteisiin (luku 4.5.1). Niiden kulutus kasvaa jatkuvasti. Niille ei vielä ole löydetty kaikkiin käyttökohteisiin sopivia korvaajia. Näin ollen akkujen aiheuttamaa Cd-virtaa voidaan pienentää vain kierrättämällä. Vuonna 1987 käyttöön otetuista NiCd-akuista päätyi Ekokemille v. 1992 20 % (käyttöikä oletettu 5 vuodeksi). Talteenottoa tulee edelleen tehostaa. Tuotteissa ei kuitenkaan yleensä ole merkin-tää, josta kuluttajalle selviäisi haitallisen akun olemassaolo (Levinen 1991). Asiaan on tulossa parannus, sillä Suomessa ollaan käynnistämässä NiCd-akkuihin keskittynyttä tiedotuskampanjaa ja tulevaisuudessa voimaan astunee vaatimus NiCd-akkuja sisältävien tuotteiden merkitsemisestä (Malm 1994).

Kierrätys voidaan katsoa tarpeelliseksi myös sellaisille metalleille, joiden varannot ovat vähissä. Nykytietämyksen mukaan katsotaan, että mikään metalli ei ole maapal-losta loppumassa, vaan niiden saatavuus ja louhimisen kannattavuus on kiinni mark-kinoiden ja tekniikan kehityksestä (Holappa ja Jalkanen 1991, Beiersdorf ja von Stackelberg 1993). Tällä hetkellä kupari ja alumiini ovat arvokkaita metalleja ja siksi niiden kierrätystä kannattaa tehostaa.

Alumiinin ja kuparin päälähteiden tunnistaminen vaatii tämän tutkimuksen lisäksi täydentävää tietoa. Kuparilla tärkeän, mutta hajanaisen lähteen muodostavat erilaiset johdot. Niiden talteensaaminen sähkölaitteista vaatii nykyisellään käsin tehtävää erottelua. Tuotekehitystä tarvitaan erottelun helpottamiseksi (Henstock 1988).

Alumiinia on etenkin pakkauksissa. Näiden erilliskeräilyn ja kierrätyksen tehostaminen vaatii järjestelmän pystyttämisen jälkeen aktiivisuutta erityisesti kuluttajilta, sillä pakkausten puhtaus edesauttaa materiaalin uusio- ja uudelleenkäyttöä (Barton 1991).

Tuoteryhmistä helpoimmin kierrätettäviä ovat pakkaukset ja erilaiset sähköiset kodinkoneet ja laitteet. Isoja kodinkoneita (ns. valkoromua) kierrätetään jo nyt. Niiden käsittelyyn sopivat samat menetelmät kuin esim. romuautojen käsittelyyn. Ongelmalista keräyksen ja käsittelyn kannalta on kodinkoneiden keveys ja metallien suhteellisen vähyys (Koski-Lammi 1994). Vielä korostuneempia nämä ongelmat ovat pienem-pien ja uscita metalleja pieninä määrinä sisältävien laitteiden hyödyntämisessä. Nykyisin metallien erottelu mm. tietokoneista on työlästä, mikä lisää kierrätyksen

kustannuksia runsaasti. Tuotekehittelyllä tulisikin pyrkiä laitteisiin, joiden erilaisia komponentteja tai komponenttiryhmiä voitaisiin erotella ja hyödyntää.

Jätefraktioiden keräily, lajittelu ja regenerointi tulee suunnitella ja järjestää siten, että toiminnalla saavutettavat ympäristölliset, taloudelliset ja luonnonvaroja koskevat säästöt ovat todellisia. Tässä on haasteellinen tehtävä, jonka tuloksia tarvittaisiin jo nyt. Regenerointilaitosten kannattavuuden parantamiseksi ne perustetaan yleensä toimimaan alueittain (esim. läänin alueella) kunnittaisten sijaan (Koivusaari 1992). Etäisyydet jätteiden syntypaikoilta näihin laitoksiin ovat pitkät ja toiminnan ympäristövaikutuksiin lukeutuvat myös päästöt lajiteltujen jakeiden keräilystä ja kuljetuksesta.

Olenainen osa kierrätyksen tehostamista ja onnistumista on kuluttajille osoitettava tiedotus. Tiedotuksen eri muotoja ovat tuoteselosteet, ympäristömerkit, kierrätyskel-poisuutta osoittavat merkit sekä tiedotteet (Stahel 1992), ja laajemmassa mielessä kouluopetus, tiedotusvälineiden toiminta sekä julkinen ja kaupallinen mainonta.

4.7.5 Metallijätteen kierrätyksen teknisiä ongelmia

Tuotteiden, tuoteryhmien tai metallien kierrätyksen teknisiä mahdollisuuksia voidaan tarkastella yleisemmällä tasolla. Teknisiin menetelmiin sinänsä ei tässä puututa. Periaatteessa kaikkea voidaan kierrättää. Käytännössä kuitenkin sekalaisen yhdyskuntajätteen metallien uusiokäytön tiellä on joitakin teknisiä ongelmia. Metallit kontaminoituvat orgaanisilla aineilla, kuten ruokajätteillä (elintarvikepakkaukset) tai muilla materiaaleilla, kuten muoveilla (ns. sekamateriaalit) tai muilla metalleilla. Esimerkiksi elektroniikkajäte sisältää sekä metalleja (rauta, alumiini), raskasmetalleja (kupari, sinkki, lyijy, nikkeli, kromi, kadmium, elohopea), jalometalleja (kulta, hopea), platinametalleja (palladium, rodium, rutenium, osmium, iridium, platina), muoveja (PVC, polyesteri, polykarbonaatti) että lasia (Breer ym. 1992, Hoffmann 1992, Schlag 1992). Materiaalit ovat usein tiiviisti kiinni toisissaan, kuten piirikorttien muovipinnalle tehdyt lyijy-pitoiset juotokset, ja puhtaiden materiaalien erottaminen on vaikeaa.

Vieraiden aineiden läsnäolo hankaloittaa metallien uusiokäyttöä toisaalta mm. heikentämällä lopputuotteen laatua ja toisaalta muodostamalla haitallisia päästöjä. Sähkölaitteista rautaromun sekaan joutuva kupari kumuloituu kiertoromuun ja voi aiheuttaa teräslevyn valssausvaiheessa levyn pintaosien repeilyä tehden levyn käyttökelpottomaksi. Tina, jota joutuu jätteisiin pääasiassa säilyketölkeissä ja erilaisissa juotoksissa, korostaa kuparin haitallisia vaikutuksia (Kuuva ja Airila 1993). Rautaromun Zn-pitoisuuden kasvu mm. ohutlevyjen sinkityksen takia on aiheuttanut ongelmia terästehtailla muodostuvan pölyn käsittelylle ja käytölle (Putro 1994).

Metalliromun sisältämät, lähinnä orgaaniset, epäpuhtaudet voivat, lopputuotteen laadun heikentämisen lisäksi, edesauttaa haitallisten päästöjen muodostumista uudelleenkäyttöprosesseissa. Öberg ja Allhammar (1989) ovat havainneet romuraudan uudelleenkulutuksessa syntyvän aromaattisia klooriyhdisteitä. Näiden muodostumista voidaan kuitenkin vähentää sulatusprosessiin syötettävän happimäärän optimoinnilla.

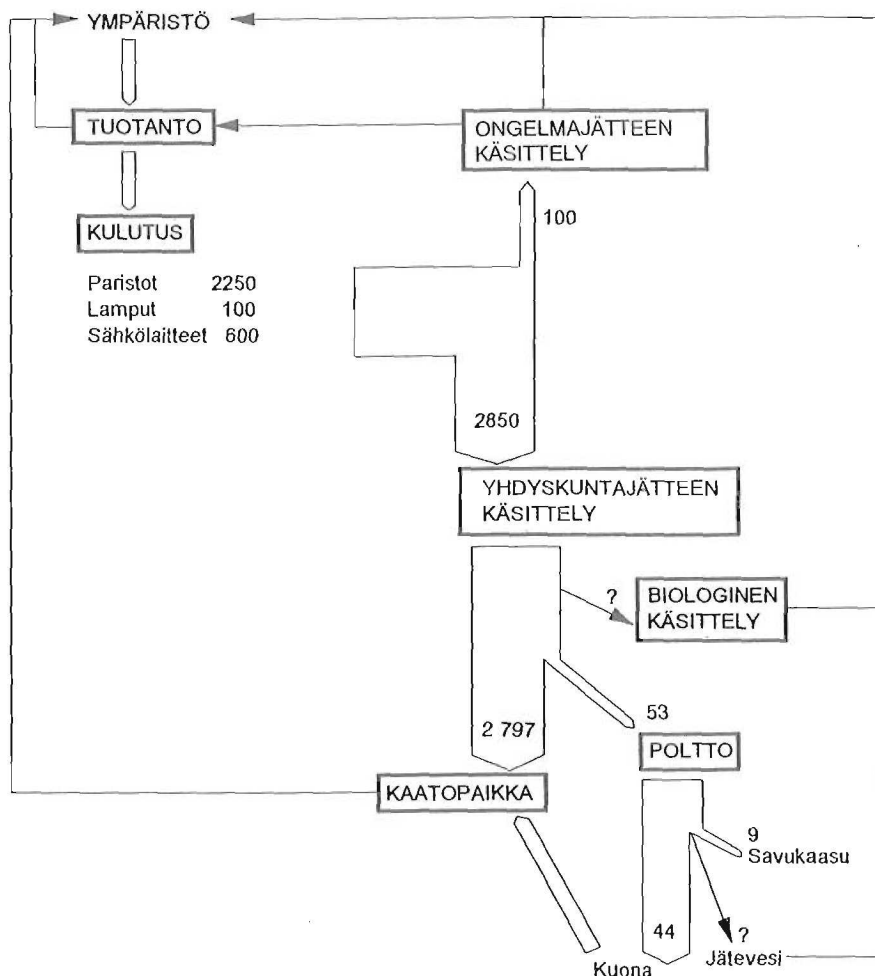
Kaiken kaikkiaan kontaminaatiosta mahdollisesti aiheutuvien haittavaikutusten merkittävyys riippuu mm. vieraan aineen pitoisuudesta, käytössä olevasta teknologias- ta, valmistettavan tuotteen laatuvaatimuksista sekä päästöjen puhdistukseen käytettävien laitteiden tasosta (Visalli 1990, Öberg & Allhammar 1989).

5 JOHTOPÄÄTÖKSET

5.1 Yhdyskuntajätehuollon metallivirtojen koko ja koostumus

Yhdyskuntajätehuoltoon päätyy metalleja ns. sekalaisen jätteen metallijakeessa, muissa jättejakeissa kemiallisina yhdisteinä, isokokoisessa romussa sekä kaikkien jättejakeiden epäpuhtauksina. **Metallivirrat** muodostavat yhdyskuntajätteen vuotuisesta **kokonaisvirrasta** noin **5 % (153 000 t v⁻¹)**. Suuruudeltaan metallien yhdyskuntajätehuoltoon päätyvät virrat ovat järjestyksessä **Fe > Al > Zn > Cu > Pb > Cd > Hg**. Kuparin ja sinkin järjestys on päinvastainen, kun tarkastellaan metallien vuosittaiset kulutusmäärät. Tämä osoittaa että kuparia arvokkana metallina kierrätetään hyvin.

Kaiken kaikkiaan yhdyskuntajätehuoltoon päätyvät metallivirrat muodostavat vain 5 – 20 % kunkin metallin vuosittain **käyttöön otettavasta** määrästä. Vertailu on tehty vain metallisten raaka-aineiden tuotanto-, tuonti- ja vientimääristä. Niihin eivät sisälly valmiissa tuotteissa Suomeen tuotavat metallit. Kuitenkin voidaan todeta, että suurin osa metallijätteistä liikkuu **teollisuuden sekä rakennus- ja muun tuotanto-toiminnan piirissä** esim. jätteissä tai kiertoromuna. Näiden kartoittaminen on tärkeää koko ongelmakentän hahmottamiseksi ja mm. kierrätystoimenpiteiden tehokkaaksi kohdentamiseksi yhteiskuntaa ja ympäristöä parhaiten palvelevalla ja säästävällä tavalla.

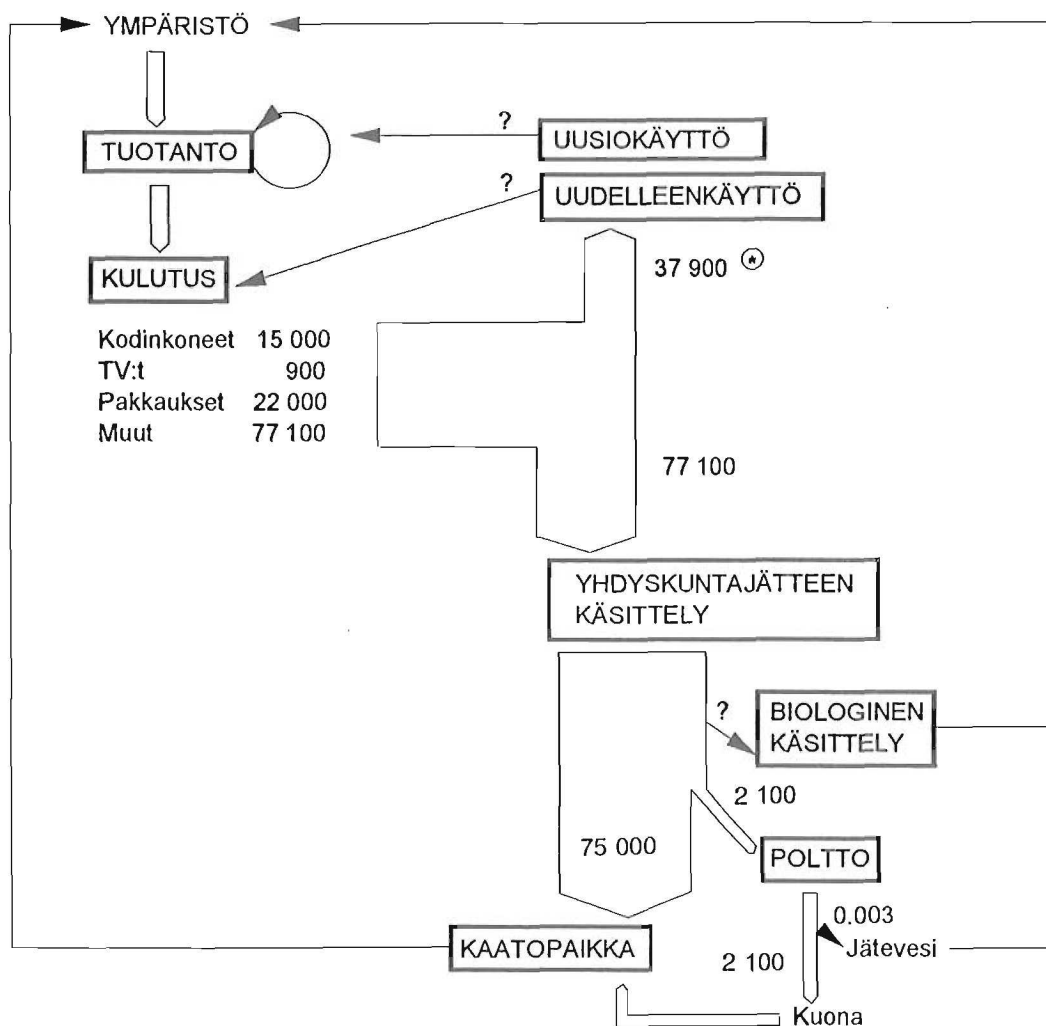


Kuva 16. Elohopean ainevirtakaavio Suomen yhdyskuntajätehuollossa v. 1991/1992. Luvut ovat kg Hg v⁻¹. Ongelmajätteen käsittelyä koskevat tiedot väliraportista (Poutanen 1992).

Yleisesti ottaen metallien virtoja **ei** voida kokonaisuudessaan jäljittää tiettyihin **tuotteisiin**. Vain kadmiumin ja elohopean osalta pystyttiin kartoittamaan lähes koko metallivirrat tuotelähtöisen tarkastelun avulla (kuva 16). Muiden metallien virroista suuri osa on peräisin tutkimuksessa **määrittelemättömistä lähteistä** (kuva 17).

Määrittelemätön osa johtui toisaalta siitä että tuotelähtöisessä tarkastelussa ei voitu **identifioida** kaikkia ko. metallia sisältäviä tuotteita (esim. Cu, Fe). Toisaalta määrittelemättömyyteen vaikuttaa metallien käyttö **kemiallisina yhdisteinä**, jolloin niiden olemassaolo tulee esiin vasta jätteitä kemiallisesti analysoitaessa. Lisäksi metalleja sisältyy tuotteisiin epäpuhtauksina (esim. Cd esiintyy Zn:n epäpuhtautena).

Kirjallisuustutkimuksen perusteella yhdyskuntajätehuoltoon ohjautuu **metallisessa muodossa** olevia metalleja vuosittain vähintään 44 300 t (1,5 % yhdyskuntajätteen kokonaisvirrasta). Nämä muodostavat yhdyskuntajätteen **hyötykäyttöpotentiaalin**. Tuloksissa on kuitenkin aukkoja erityisesti **kuparin ja alumiinin** osalta. Näiden lähteiden kartoitus oli ongelmallista. Toisaalta erilaisilta toimialoilta (liikkeiden ja toimistojen) jätteiksi ohjautuvia tuotteita (kylmäkoneita, toimistotarvikkeita ja -koneita) ei kartoitettu. Näiden oletettiin valtaosaltaan ohjautuvan hyötykäyttöön jo nykyisellään.



* Kierrätykseen soveltuvan raudan vähimmäismäärä

Kuva 17. Raudan ainevirtakaavio Suomen yhdyskuntajätehuollossa v. 1991/1992. Luvut ovat t Fe v⁻¹.

Empiirisen ja kirjallisuustutkimuksen tulokset yhdistämällä saatiin puolestaan kuva yhdyskuntajätteeseen **kokonaisuudessaan** (metallisina, kemiallisina yhdisteinä sekä epäpuhtauksina) ohjautuvista metallivirroista. Kokonaismetallivirta yhdyskuntajätehuoltoon on tämän mukaan $153\,000\text{ t v}^{-1}$ (vuosina 1991 ja 1992).

5.2 Toimenpidevaihtoehdot metallivirtojen hallitsemiseksi

Päätettäessä keinoista, joilla metallien tai ylipäättään aineiden virtoja jätehuoltoon voidaan pienentää, tulee vertailla nykykäytännön ja suunniteltujen toimenpiteiden eroja ja vaikutuksia **kokonaisvaltaisesti luonnonvarakysymyksenä**. Tarkastelussa on otettava huomioon jätteitä muodostavan tuotteen ja aineen koko elinkaari ja elinkaaren eri vaiheissa syntyvät päästöt ja päästöjen vaikutukset kaikkiin ympäristön elementteihin sekä elinkaaren aikana kuluva energia ja raha.

Pelkästään tämän tutkimuksen perusteella ei voida tehdä yksityiskohtaisia toimenpide-ehdotuksia jätteisiin päätyvien metallivirtojen pienentämiseksi. Sen sijaan voidaan tarkastella olemassa olevia **toimenpidevaihtoehtoja** ja arvioida niiden soveltuvuutta jätehuollon metallivirtojen pienentämiseen.

Aine- ja jätevirtojen pienentämisessä tärkeimmällä sijalla on **ennaltaehkäisy**. Yleisesti ottaen jätevirtoihin, sekä määrään että koostumukseen, voidaan parhaiten vaikuttaa **tuotekehittelyllä**. Tuotteiden suunnittelussa voidaan välttää haitallisten materiaalien käyttöä ja pidentää tuotteiden käyttöikää tekemällä niistä joko kestävämpiä tai helpommin korjattavia. Kehitystä voidaan ohjata tähän suuntaan mm. taloudellisten tai lainsäädännöllisten **ohjauskeinojen** avulla.

Kierrätyksen tehostaminen on vasta toissijainen, kuitenkin joissakin tapauksissa ainut käytettävissä oleva keino. Tutkittujen metallien virtoja jätehuoltoon tulee pienentää jätteiden määrän ja haitallisuuden vähentämiseksi.

Kadmium ja **elohopea** ovat haitallisuutensa takia jo pitkään olleet paljon tutkittuja metalleja. Niiden käyttöä on vähennetty **säädöksin** ja **sopimuksin**. Tulokset osoittavat menetelmien olleen tehokkaita. Yhdyskuntajätteeseen päätyvän elohopean virran voitiin laskea olevan peräisin pääasiassa paristoista, loisteputkista ja kuumemittareista.

Hajanaisempia ja vaikeammin tunnistettavia lähteitä ovat sähkölaitteisiin sisältyvät kytkimet ja releet, joiden vaikutus kuitenkin on pieni. **Elohopean haitallisuuden** takia tämä pienikin virta ympäristöön tulisi tyrehdyttää. Elohopeaa sisältävien tuotteiden **keräystä ja kierrätystä** tulee tehostaa ja tiedotusta lisätä tuotteiden tunnistamisen edistämiseksi.

Kadmiumin päävirta muodostuu NiCd-akuista, joiden kulutus on jatkuvassa kasvussa ja joille ei toistaiseksi ole löydetty kaikkiin käyttötarkoituksiin soveltuvia korvaajia. **Akkujen talteenottoa** tulee tehostaa. Tehostumisen edellytyksenä on tuotteiden **merkitseminen** siten että kuluttaja tietää NiCd-akun olemassaolosta. Muissa tuotteissa, kuten pigmenteissä ja stabilisaattoreissa kadmiumille on useimpiin käyttötarkoituksiin löydetty **korvaava aine**. Näitä tulee etsiä edelleen.

Lyijy, jota myös on haitallisuutensa takia tutkittu paljon, ei vielä ole yhtä hyvin hallittavissa kuin edellä mainitut. Lyijyn suurin käyttökohde ovat käynnistysakut, jotka kuitenkin nykyään otetaan talteen ja kierrätetään tehokkaasti. **Suljettujen lyijyaku-**

jen talteenotto ja kierrätys tulisi saada samalle tasolle. Tällä hetkellä niiden käsittelystä ei ole varmaa tietoa. Lyijyn käytöstä on suurelta osin luovuttu monissa kohteissa, kuten säilyketölkkien saumauksissa, pullojen kapseleissa ja kaapeleissa.

Kuitenkin jätehuoltoon päätyy lyijyä **hajalähteistä**: elektroniikasta, lasista ja keramiikasta. Elektronisten laitteiden sisältämä lyijy tulisi saada hallintaan lähinnä **tuotekehityksen** avulla, kehittämällä nykyisiä paremmin purettavissa ja korjattavissa olevia tuotteita. Television kuvaputkien ja tietokonenäyttöjen lasissa lyijy toimii säteilysuojana, joten näissä sitä ei voitane korvata. Kuvaputkien **uusi- tai uudelleenkäyttöä** tulisi kehittää. Koneiden ja laitteiden osalta erityisen tärkeä keino on tuotteiden **käyttöiän pidentäminen**.

Alumiinin ja **kuparin** lähteiden ja hyödynnettävissä olevien virtojen kartoitus vaatii vielä täsmennystä. Molemmat ovat arvokkaita metalleja. Ne toimivat jätteiden poltossa **katalyysaattoreina** supermyrkyiksi luokiteltavien **dioksiinien** muodostumiselle. Myös niiden virtoja jätteisiin tulisi pienentää.

Kuparin kierrätyksellä on vanhat perinteet. Tehokkuutta tulisi kuitenkin lisätä. Kuparin tärkeitä, hajanaisia lähteitä ovat erilaiset johdot ja messinkiesineet. Johtojen talteensaaminen sähkölaitteista (kodinkoneista ym. elektroniikasta) vaatii nykyisellään käsin tehtävää erottelua. **Tuotekehittelyllä** tulee pyrkiä erottelun helpottamiseen.

Alumiinia päätyy jätteisiin mm. pakkauksista, joiden **erilliskeräilyä** ja **uusiokäyttöä** on kokeiltu useissa kunnissa. Onnistuminen vaatii aktiivisuutta erityisesti kuluttajilta, sillä pakkausten puhtaus edesauttaa materiaalin uusiokäyttöä. Valtaosa alumiinista on tulosten mukaan peräisin määrittelemättömistä lähteistä. Kemiallisina yhdisteinä olevan alumiinin lisäksi näihin sisältyy metallisessa muodossa olevaa ja siten kierrätykseen soveltuvaa alumiinia. Kierrätyspotentiaalin selvittäminen vaatii **lisätutkimuksia**.

Sinkkiä ei kirjallisuustutkimuksessa tarkasteltu lainkaan, sillä sen pääasiallinen käyttö raudan ja teräksen sinkityksessä vaikeutti arviointia. Sinkkiyhdisteitä käytetään lisäksi useisiin tarkoituksiin, mm. messinkiesineissä, kemikaaleissa, maaleissa, lattiapäällysteissä, lasissa, emalissa, kankaissa, muoveissa, voiteluaineissa sekä lääkeaineissa. Kokeellisen tutkimuksen tulosten perusteella ei voida arvioida yhdyskuntajätteen sisältämän kierrätykseen soveltuvan sinkkiromun määrää.

Rauta ja sinkki kulkevat sinkitetyissä ohulevyissä rinnakkain. Raudan talteenotto ja **uusiokäyttö edistävät** samalla myös **sinkin** talteenottoa. Kodinkoneromun hyötykäytölle on menetelmät jo olemassa. Ongelmana on järjestelmällisen keräyksen puute. Keveytensä takia kodinkoneromu ei ole nykyiselle keräysorganisaatiolle (romukaupias, murskaamo) taloudellisesti kannattavaa. Keräyksen ja talteenoton tehostaminen tulisikin organisoida yhteiskunnan taholta.

6 YHTEENVETO

Tutkimuksen taustaa

Suomen yhdyskuntajätehuollon kehittämisen peruslähtökohtina ovat jätteiden hyödyn-
tämisen tehostaminen ja ympäristöhaittojen minimoiminen. Näiden tavoitteiden
toteutuminen edellyttää tietoa jätteiden sisältämistä aineista ja niistä ympäristöön
kulkeutuvista haitallisista ja/tai hyödynnettävissä olevista ainevirroista.

Metallit ovat sekä rajallisia raaka-aineita, uusiokäyttöön soveltuvia että (monessa
tapauksessa) haitallisia aineita. Metallien kierrätys ja uusiokäyttö on tällä hetkellä
keskittynyt teollisuusjätteisiin. Yhdyskuntajätteen metallijakeen kierrätys on useista
kokeiluista huolimatta jäänyt vielä järjestäytymättömäksi.

Tämän v. 1991 käynnistetyn tutkimuksen päätavoitteena oli selvittää yhdyskuntajä-
tehuollon, erityisesti kiinteän yhdyskuntajätteen, tärkeimpien metallien virrat. Tutkitta-
vat metallit, alumiini (Al), kadmium (Cd), kupari (Cu), rauta (Fe), elohopea (Hg),
lyijy (Pb) ja sinkki (Zn), valittiin niiden haitallisuuden ja/tai kierrätys- ja hyötykäyt-
tökelpoisuuden perusteella. Tavoitteena oli myös arvioida keinoja, joilla metallivirtoja
jätteisiin voidaan vähentää. Lisäksi arvioitiin ainevirta-analyysiin perustuvan tutki-
musmenetelmän soveltuvuutta jätehuollon ainevirtojen määrittämisessä.

Yhdyskuntajätteeksi määriteltiin ns. tavanomainen kiinteä yhdyskuntajäte, joka käsittää
kotitalouksista, toimistoista, liikkeistä sekä erilaisista palvelulaitoksista ja -yrityksistä
peräisin olevia jätteitä. Tuotantoperäiset yhdyskuntajätteet ja romuautot sekä muut
autoihin liittyvät metallivirrat rajattiin pois tutkimuksen piiristä.

Tutkimuksen toteutus

Tutkimus toteutettiin kahdessa osassa: kirjallisuustutkimuksena ja empiirisenä tutki-
muksena. Kirjallisuustutkimuksessa määritettiin yhdyskuntajätteen metallivirtoihin
pääasiallisesti vaikuttavat tuotteet sekä niiden koostumus- ja kulutustiedot. Näiden
perusteella arvioitiin yhdyskuntajätehuoltoon ohjautuvat metallivirrat. Tulokset
raportoitiin tutkimuksen väliraportissa.

Empiirinen tutkimus toteutettiin Turun jätteenpolttolaitoksella (1991 – 1992). Näytteitä
otettiin polttokuonan ja lentotuhkan seoksesta sekä jätevedestä. Savukaasun osalta
käytettiin aiempien tutkimusten tuloksia. Polttolaitoksella käsiteltävän jätteen lisäksi
tutkittiin muita Turun kokonaismetallivirtoihin vaikuttavia jätevirtoja: kaatopaikalle
vietävää yhdyskuntajätettä, erilliskerättyjä ongelmajätteitä sekä metalliromua. Alueel-
listen tulosten pohjalta arvioitiin valtakunnalliset metallivirrat.

Metallivirrat Turun yhdyskuntajätehuollossa

Tutkittujen metallien osuus Turun yhdyskuntajätteen kokonaisvirroista ($80\,000\text{ t v}^{-1}$)
oli vuonna 1992 noin 6 %. Lyijyn ja kadmiumin kokonaisvirroista huomattava osa
sisältyy ongelmajätekeräyksen osaprosessiin, eli suuri osa niistä saadaan talteen.
Elohopean polttolaitokselle ja kaatopaikalle ohjautuvat virrat muodostavat suuremman
osan elohopean kokonaisvirrasta kuin ongelmajätekeräykseen ohjautunut. Muiden
metallivirtojen osalta tärkeimmät osaprosessit ovat jätteenpoltto ja kaatopaikkasijoitus.

Metallivirrat Suomen yhdyskuntajätehuollossa

Suomessa vuosittain muodostuvan kiinteän yhdyskuntajätteen kokonaismäärästä (3,1 milj. tonnia) oli tutkittujen metallien osuus noin 5 % (153 000 t v⁻¹), kun tarkastellaan empiirisen ja kirjallisuustutkimuksen tulosten yhdistelmää. Suuruusjärjestys metallien yhdyskuntajätehuoltoon päätyville virroille on Fe > Al > Zn > Cu > Pb > Cd > Hg. Kirjallisuustutkimuksen mukaan metallivirrat muodostivat yhdyskuntajätteen kokonaisvirrasta noin 1,5 % (44 300 t v⁻¹). Kirjallisuustutkimus rajoittui metallisessa muodossa tuotteissa esiintyviin metalleihin, kun taas empiirisen tutkimuksen tulokset sisältävät myös kemiallisina yhdisteinä ja epäpuhtauksina esiintyvät metallit.

Yhtenä tekijänä eri tutkimusmenetelmillä saatujen tulosten eroihin vaikutti tutkimuksen raja- ja romuautot ja muut autoihin liittyvät metallivirrat olivat tutkimuksen ulkopuolella. Autoja huollettaessa mm. sytytystulppia (Cu) ja renkaiden tasapainolyijyjä todennäköisesti kuitenkin joutuu yhdyskuntajätteisiin suurentaen metallivirtoja.

Yhdyskuntajätehuoltoon ohjautuvat metallivirrat muodostavat noin 5 – 20 % kunkin metallin vuosittain käyttöön otettavasta määrästä. Vertailuarvoista puuttuu valmiissa tuotteissa Suomeen tuotavat metallit. Kuitenkin voidaan todeta suurimman osan metallijätteistä sisältyvän teollisuuden, rakennus- ym. tuotantotoiminnan jätteisiin. Näiden kartoittaminen on tärkeää koko ongelmakentän hahmottamiseksi ja mm. kierrätystoimenpiteiden kohdentamiseksi yhteiskuntaa ja ympäristöä parhaiten palvelevalla ja säästävällä tavalla.

Pääasiassa yhdyskuntajätteen metallit kertyvät Suomessa kaatopaikoille, mistä ne osittain purkautuvat ympäristöön suotovesissä. Valtaosaltaan metallit kuitenkin varastoituvat kaatopaikkoihin.

Toimenpidevaihtoehtoja yhdyskuntajätehuollon metallivirtojen pienentämiseksi

Tämän tutkimuksen perusteella ei voida antaa toimenpidesuosituksia. Sen sijaan voidaan tarkastella olemassa olevia toimenpidevaihtoehtoja ja niiden soveltuvuutta jätehuollon metallivirtojen pienentämiseen.

Aine- ja jätevirtojen pienentämisessä päävaihtoehto on ennaltaehkäisy, joka voidaan parhaiten toteuttaa tuotekehittelyllä. Tätä voidaan ohjata mm. taloudellisilla tai lainsäädännöllisillä keinoilla. Kierrätyksen tehostaminen on toissijainen, kuitenkin joissakin tapauksissa ainoa käytettävissä oleva keino.

Kadmium ja elohopea hallitaan jo nyt suhteellisen hyvin. Säädöksiin ja sopimuksiin niiden käyttö on vähentynyt, mikä näkyy tutkimustuloksissakin. Niille tulee kuitenkin edelleen kehittää haitattomampia korvaajia. Korvaajia etsittäessä on keräystä ja kierrätystä tehostettava, etenkin NiCd-akkujen osalta.

Lyijy ei vielä ole yhtä hyvin hallittavissa kuin edellä mainitut. Käynnistysakut kierrätetään tehokkaasti. Hajalähteistä (elektroniikasta, lasista, keramiikasta) peräisin olevien lyijyvirtojen hallintaan on pyrittävä tuotekehityksen avulla. Kuvaputkien uusio- tai uudelleenkäyttöä tulee kehittää.

Alumiinin ja kuparin lähteiden ja hyödynnettävissä olevien virtojen kartoitus vaatii lisätutkimuksia. Molemmat ovat arvokkaita metalleja. Jätteiden poltossa ne toimivat katalyysaattoreina dioksiinien muodostumiselle.

Alumiinia päätyy jätteisiin mm. pakkauksista, joiden erilliskeräilyä ja uusiokäyttöä on kokeiltu useissa kunnissa. Valtaosa alumiinista on tulosten mukaan peräisin määritlemättömistä lähteistä. Kierrätyspotentiaalin selvittäminen vaatii lisätutkimuksia.

Rauta ja sinkki esiintyvät sinkitetyissä ohutlevyissä rinnakkain. Raudan talteenotto edistää samalla myös sinkin talteenottoa. Kodinkoneromun uusio- ja uudelleenkäyttö on menetelmät jo olemassa. Ongelmana on järjestelmällisen keräyksen puute. Keräyksen ja talteenoton tehostaminen tulisi organisoida yhteiskunnan taholta.

Tutkimusmenetelmien soveltuvuus yhdyskuntajätehuollon tutkimuksissa

Tutkimuksessa käytettiin kahta erilaista lähestymistapaa yhdyskuntajätteeseen päätyvien metallivirtojen arvioimiseksi. Jätteiden kierrätyspotentiaalin selvittämisessä tuotelähtöinen tarkastelu on käyttökelpoinen menetelmä. Mikäli halutaan selvittää esim. jätteen sisältämät haitalliset aineet, tulee käyttää empiiristä tutkimusta hyvin suunniteltuine näytteenotto-ohjelmineen. Lähestymistapojen yhdistelmällä voidaan molempien tutkimusmenetelmien hyötyä lisätä.

Ainevirta-analyysi voidaan todeta hyväksi ja kehittämiskelpoiseksi menetelmäksi yhdyskuntajätehuollon, tai koko jätehuollon tutkimisessa. Ainevirta-analyysillä saadaan nykytilannetta koskevia tietoja, joiden pohjalta voidaan tarkastella mm. erilaisten lainsäädännössä ja tuotesuunnittelussa tapahtuvien muutosten ja toimenpiteiden vaikutuksia ainevirtoihin tulevaisuudessa.

SAMMANDRAG

Bakgrund

Grundprinciper för utvecklandet av den kommunala avfallshanteringen i Finland är effektivisering av avfallets utnyttjande och minimering av miljöskador. För att uppnå dessa mål är förutsättningen att man har kunskap om de ämnen som ingår i avfallet, samt om materialflödena, skadliga och/eller möjliga att utnyttja, riktade från avfallet till miljön.

Metaller är samtidigt råvaror, vilkas totala mängd är begränsad, ämnen lämpliga för återbruk och (i många fall) ämnen med skadlig verkan. Återvinning och återbruk av metaller tillämpas i dagens läge inom den industriella avfallshanteringen. Återvinningen av kommunalavfallets metallfraktion är tillsvidare oorganiserad, trots ett flertal genomförda försöksprojekt.

Huvudmålet med detta projekt, som påbörjades 1991, var att utreda materialflödena av de viktigaste metallerna i den kommunala avfallshanteringen, med särskild tonvikt på fast kommunalavfall. De undersökta metallerna, aluminium (Al), kadmium (Cd), koppar (Cu), järn (Fe), kvicksilver (Hg), bly (Pb) samt zink (Zn), valdes på basen av deras skadlighet och/eller deras potential för återvinning och utnyttjande. En målsätt-

ning var även att evaluera metoder som möjliggör en förminskning av metallflöden till avfall. Vidare bedömdes lämpligheten av en undersökningsmetodik som baserar sig på materialflödesanalys för estimering av materialflöden inom avfallshanteringen.

Kommunalavfall definierades som s.k. ordinärt fast kommunalavfall, som utgörs av avfall från hushåll, kontor och ämbetsverk, butiker och varuhus samt olika serviceinrättningar och -företag. Kommunalavfall som härstammar från produktionsverksamhet samt metallflöden som hänför sig till fordon och skrotbilar, ingick icke i detta arbetes avgränsning.

Material och metoder

Undersökningen genomfördes i två faser: en litteraturstudie och en empirisk del. Litteraturstudien resulterade i en uppfattning om de viktigaste produktgrupperna som påverkar metallflödena i kommunalavfallet, samt om produkternas metallinnehåll och konsumtion. Detta möjliggjorde en kvantitativ uppskattning av metallflödena inom den kommunala avfallshanteringen. Resultaten av litteraturstudien beskrevs i projektets mellanrapport.

Den empiriska delen genomfördes vid avfallsförbränningsanläggningen i Åbo (1991–1992). Metallanalyser utfördes på prover av blandningen av slagg och flygaska och av avloppsvattnet. Emissionerna till luft uppskattades på basen av tidigare undersökningar. Förutom metallflödena till förbränningsanläggningen uppskattades andra flöden av kommunalavfall som påverkar det totala metallflödet inom den kommunala avfallshanteringen i Åbo: kommunalavfall som transporteras till avstjälningsplats, separat insamlat problemavfall samt metallskrot. På basen av resultaten från Åboregionen uppskattades metallströmmarna för hela landet.

Metallflöden inom den kommunala avfallshanteringen i Åbo

De undersökta metallernas andel av kommunalavfallets totala flöde ($80\,000\text{ t a}^{-1}$) var år 1992 ungefär 6 %. En betydande andel av bly- och kadmiumströmmarna ingår i problemavfallsinsamlingsprocessen, d.v.s. en stor del av dessa metaller tas till vara. Beträffande kvicksilver är flödet till förbränningsanläggningen och avstjälningsplats sammanlagt större än flödet till problemavfallsinsamling. De viktigaste delprocesserna beträffande de andra undersökta metallerna är förbränning och placering på avstjälningsplats.

Metallflöden inom den kommunala avfallshanteringen i Finland

Andelen av metallerna i den årliga tillströmningen av fast avfall ($3,1\text{ milj. ton}$) utgjorde 5 % ($153\,000\text{ t a}^{-1}$), på basen av en kombination av resultaten från både den empiriska undersökningen och litteraturstudien. Metallflödenas storlek varierade enligt följande: $\text{Fe} > \text{Al} > \text{Zn} > \text{Cu} > \text{Pb} > \text{Cd} > \text{Hg}$. Enligt litteraturstudien var andelen metallerna i den årliga tillströmningen av fast avfall bara 1,5 % ($44\,300\text{ t a}^{-1}$). Skillnaden har flera orsaker. Litteraturstudien begränsades till metaller som förekommer i metallisk form, medan däremot den empiriska studien beaktade även metaller ingående i kemiska föreningar och metaller utgörande orenheter i andra material.

Undersökningens avgränsning är en faktor som påverkar resultaten. Metallflöden som hänför sig till fordon och skrotbilar var utanför denna undersöknings domän. Service av fordon resulterar sannolikt i bidrag till metallflödena i kommunalavfallet, genom tändstift (Cu) och bly som används för hjulbalansering.

Metallflödena till den kommunala avfallshanteringen utgör 5 – 20 % av de mängder som årligen tas i bruk. De metallmängder som ingår i importerade produkter är icke inkluderade i jämförelsetalen. Man kan ändå konstatera, att den största delen av metallavfallet ingår i avfall från industri-, byggnads- och annan produktionsverksamhet. En kartläggning av dessa är en viktig förutsättning för att uppnå ett helhetsperspektiv på problematiken, samt bl.a. för planering av återanvinningsprogram så att de genomförs på ett sätt som bäst tjänar samhället och miljön.

I huvudsak hamnar i Finland kommunalavfallets metaller på avstjälningsplatser, från vilka de delvis utgår i miljön, transporterade närmast med lakvatten. Största delen av metallen lagras dock på avstjälningsplatserna.

Åtgärdsalternativ för att förminska metallflödena inom den kommunala avfallshanteringen

På basen av denna undersökning är det inte möjligt att ge rekommendationer för åtgärder. Däremot möjliggör den en evaluering av existerande åtgärdsalternativ och deras lämplighet för begränsande av metallflödena till avfallshanteringen.

Prevention är det huvudsakliga alternativet för att minska på material- och avfallsflödena. Den centrala faktorn är då produktplanering. Den kan styras genom bl.a. ekonomiska eller juridiska styrmedel. En intensifiering av återvinningen är en sekundär angreppsvinkel, dock ofta det enda praktiskt möjliga tillvägagångssättet.

Kadmium och kvicksilverflödena är under relativt god kontroll redan i dagens läge. I och med olika stadganden och fördrag har deras användning minskat, vilket även avspeglas i undersökningsresultaten. Det är dock fortfarande motiverat att fortsätta arbetet på att utveckla mindre skadliga ersättande ämnen. Under tiden är det viktigt att effektivisera uppsamling och återvinning, speciellt beträffande NiCd-ackumulatorer.

Beträffande bly är situationen mera problematisk i jämförelse med kadmium och kvicksilver. Startackumulatorer återvinns effektivt. Med produktutveckling bör man sträva till att påverka de blyflöden som härrör från diffusa källor (elektronik, glas, keramik). Återvinning och återanvändning av bildrör bör utvecklas.

Ytterligare forskning krävs för att kartlägga källorna till, och de flöden som är tillgängliga för utnyttjande av, aluminium och koppar. Båda är värdefulla metaller. Vid avfallsförbränning verkar de som katalysatorer då dioksiner bildas.

Aluminium hamnar i avfallet bl.a. i förpackningar, för vilka man i flera kommuner försöksmässigt har utvecklat insamling och återvinning. Den största andelen av aluminium härstammar enligt resultaten från odefinierade källor. Det krävs ytterligare undersökningar för att klargöra återvinningspotentialen.

Järn och zink förekommer båda i förzinkad plåt. Återvinning av järn främjar samtidigt återvinningen av zink. Det existerar redan metoder för återbruk av hushållsmaskinss-

krot. Problemet ligger i bristen på systematisk insamling. Insamling och återvinning borde organiseras av samhället.

Undersökningsmetodikens lämplighet för studier av kommunal avfallshantering

I detta arbete tillämpades två olika metoder för att kvantifiera metallflödena till den kommunala avfallshanteringen. En produktorienterad infallsvinkel är användbar då man strävar till att utreda avfallets återvinningspotential. Om man strävar till att utreda t.ex. innehållet av skadliga ämnen i avfallet, bör en empirisk studie utföras, baserad på ett välplanerat provtagningsprogram. En kombination av metoderna resulterar i en klarare bild av helhetsproblematiken.

Materialflödesanalys kan konstateras vara en bra och utvecklingsduglig metod vid undersökningar av kommunal avfallshantering, eller i vidare utsträckning avfallshantering i allmänhet. Materialflödesanalysen resulterar i kunskap om nuläget, som möjliggör studier av den inverkan som förändringar inom bl.a. lagstiftning och produktplanering har på materialflödena i framtiden.

SUMMARY

Background

The basis for developing the Finnish municipal solid waste (MSW) management is in intensified recycling, and minimization, of hazardous environmental impacts from wastes. To achieve the goals information is needed on the elemental and material composition of wastes and the hazardous and/or recyclable material fluxes from wastes to the environment.

Metals are both non-renewable raw materials, suitable for recycling, and (in many cases) hazardous elements. Recycling and recovery of metals is for the time being concentrated on industrial wastes. Recycling of the metallic fractions of MSW is unorganised.

The main objective of the research reported here, initiated in 1991, was to analyse the fluxes of the most important metals in the Finnish MSW management. The metals were selected on the basis of their hazardous properties and/or their potential for recycling. Other objectives were to assess the methods available for minimizing the metal fluxes and the applicability of material flux analysis in obtaining information on waste management.

Municipal solid waste was in this study defined as the so called normal MSW, which includes wastes from households, offices, retail shops and service facilities. Waste from productional activities were excluded. Also metal fluxes originating from cars and scrap cars were excluded.

Materials and methods

The research included two phases: a literature study and an empirical study. In the literature study the products influencing the metal fluxes of MSW management were defined. Their composition and consumption rates were estimated. The metal fluxes into the MSW management were estimated on the basis of this information. The results were reported in the preliminary report of the project.

The empirical study was performed at Turku MSW incineration plant during 1991 and 1992. Samples were taken from the mixture of incineration slag and fly ash and from wastewater. For flue gas the results of an earlier study were used. In addition to the incinerated waste, other metal-containing waste streams, and their impacts on the total metal fluxes of the MSW management system in the area, were studied. These included landfilled MSW, separately collected hazardous wastes and metallic scrap. The metal fluxes for the whole country were estimated based on the results.

Metal fluxes in the MSW management system of Turku

Metal fluxes formed 6 % of the total MSW flux (80 000 t a⁻¹) in Turku in 1992. The fluxes of lead and cadmium were mainly collected separately and treated in the Finnish hazardous waste facility. For mercury, the fluxes to incineration plant and landfilling were larger than the flux into hazardous waste management. The fluxes of other metals were mainly directed to incineration or landfilling.

Metal fluxes in the MSW management system of Finland

The estimates for metal fluxes derived from the two research phases differed from each other. The metal fluxes estimated in the empirical phase were generally larger than estimations from the literature study. The differences are caused by various factors. The literature study was restricted to metals in metallic form, whereas the results from the empirical phase include also metals occurring in chemical compounds and as contaminants. Another factor causing differences was the definition of the research object. Cars and products used in cars were excluded, but car-derived waste containing metals may enter the MSW management.

By combining the results from the two phases a comprehensive picture can, however, be formed of the total fluxes of metals in the Finnish MSW management. The results show that a total of 153 000 t a⁻¹ of metals was put in to the MSW management in 1991 and 1992. This adds up to 5 % of the total annual MSW flux in Finland. The relative magnitudes of the metal fluxes were, in descending order, Fe > Al > Zn > Cu > Pb > Cd > Hg. According to the results of the literature study the metal fluxes formed only 1,5 % (44 300 t a⁻¹) of the total annual MSW flux.

Compared to the amounts of metals taken into production annually the percentage of MSW fluxes varied between 5 to 20 for different metals. Metals imported in finished products were excluded from the figures used for comparison. However, it can be said that most metals are included in the wastes from industry, building- or other production activities. Further research and more information on these fluxes is needed to get a comprehensive picture of the problem and to direct intensified recycling measures in an efficient, environmentally and economically sound, way.

The metals in Finnish MSW end up mainly in landfills, from which they can leach into the environment. Most of the metals, however, are retained and stored in the landfills.

Methods available for reducing the fluxes of metals to MSW management

In this project, methods available for reducing the fluxes of the studied metals to MSW management were examined. No propositions can, however, yet be given.

Generally, the primary method for reducing material and waste fluxes is prevention, which can best be accomplished by product designing. Intensified recycling is a secondary, but in many cases the only available, method.

Cadmium and mercury can already be managed quite well. Their use has declined due to regulations, and this fact is apparent also in the results of this study. However, less hazardous substitutes for these hazardous metals should still be developed. Meanwhile, their separate collection and recycling should be intensified, especially when NiCd-accumulators are concerned.

Lead is not yet as well managed as cadmium and mercury. Pb-accumulators are recycled efficiently. Lead fluxes from non-point sources (electronics, glass, ceramics) should be reduced by product design. Methods should be developed for the recycling of picture tubes.

The sources and recyclable fluxes of aluminium and copper need further research. Both of them are valuable metals. In incineration of MSW they act as catalysts for dioxine formation. Aluminium is directed into waste e.g. as part of packaging materials. Several municipalities have tried out separate collections and recovery of packaging waste. For defining the total potential of recyclable copper and aluminium, further research needs to be carried out.

Enhanced recycling of iron simultaneously enhances recycling of zinc due to their occurrence together in e.g. zinked plate. Methods already exist for the recovery of e.g. household appliances. The lack of organised collection needs to be corrected by the community.

The applicability of the research methods in MSW management research

Two different research methods were applied in estimating the metal fluxes of the Finnish MSW management. The product oriented literature study is applicable when analysing the recycling potential of wastes. If information is needed on the existence of e.g. hazardous materials in wastes, an empirical study with a well planned sampling program should be carried out. By combining the two methods the usefulness of both can be maximized.

Material flux analysis was estimated to be an applicable research method, which can be developed to become even more suitable for studying the MSW or the total waste management system. With material flux analysis information can be derived concerning the current situation. This information can then be used when estimating e.g. the impacts of regulations, product design etc. on the material fluxes in the future.

KIRJALLISUUS

- Aalto, A., Jokinen, M. & Mäki, O.-P. 1991. Tämä on Yrjö. Raportti ongelmajätteiden keräys-
kokeilusta Turussa ja Turun ympäristössä 1989-1990. Turku, Turun kaupunki,
Ympäristönsuojelutoimisto. 15 s., (27 s.). ISBN 951-9262-59-8. ISSN 0783-3229.
- Ahola, R. 1991. Salora-Salcom. Suullinen tiedonanto.
- Aittola, J.-P., Wihersaari, M., Vesterinen, R., Kaipainen, H. & Roivainen, J. 1991.
Pääkaupunkiseudun yhdyskuntajätteen terminen käsittely. Ympäristövaikutukset.
Helsinki, YTV. Pääkaupunkiseudun julkaisusarja C 1991:13. 122 s. (28 s.). ISSN
0357-5454.
- Andrews, C. A. & Hoffman, M. T. 1991. Analysis of laboratory and field leachate test data for ash
from twelve municipal solid waste combustors. Julk: Municipal Waste Combustion.
Conference papers and abstracts from the second annual international specialty
conference. Tampa, Florida, 15-19.4.1991. s. 739-758.
- Assmuth, T., Poutanen, H., Strandberg, T., Melanen, M., Penttilä, S. & Kalevi, K. 1990.
Kaatopaikkojen ongelmajätteiden ympäristövaikutukset. Riskikaatopaikkatutkimuksen
pääraportti. Helsinki, Vesi- ja ympäristöhallitus. Vesi- ja ympäristöhallinnon jul-
kaisuja - sarja A 67. 211 s. ISBN 951-47-4281-8. ISSN 0786-9592.
- Ayres, R. U., Norberg-Bohm, V., Prince, J., Stigliani, W. M. & Yanowitz, J. 1989. Industrial
metabolism, the environment and application of materials-balance principles for
selected chemicals. International Institute for Applied Systems Analysis, Laxenburg,
Austria. 118 s. ISBN 3-7045-0097-6.
- Baccini, P., Beachler, M., Brunner, P. H. & Henseler, G. 1985. Von der Entsorgung zum Stoff-
haushalt: Die Steuerung anthropogener Stoffflüsse als interdisziplinäre Aufgabe. Müll
und Abfall, 17, 99-108.
- Baccini, P. & Brunner, P. H. 1991. Metabolism of the Antroposphere. Berlin, Springer-Verlag.
157 s. ISBN 3-540-53778-3.
- Barton, J. 1991. Recycling: Factors influencing environmental benefits and implementation.
Stevenage, Warren Spring Laboratory. Paper to Institute of Waste Management
Annual Conference, 11.-14.6.1991, Torbay. 22 s. Moniste.
- Barton, J. 1993. Priorities for the future. Stevenage, Warren Spring Laboratory. Pres. at the Nat.
Soc. of Clean Air and Env. Prot. Workshop 'Waste management, new approaches, new
priorities', 23.-24.3.1993, Oxford. 9 s. Moniste.
- Beiersdorf, H. & von Stackelberg, U. 1993. Rohstoffquelle der Zukunft: Der Meeresboden. Metall,
47, 1057-1062.
- Belevi, H., Stämpfli, D.M. & Baccini, P. 1992. Chemical behaviour of municipal solid waste
incinerator bottom ash in monofills. Waste Management & Research, 10, 153-167.
- Bidlingmaier, W. 1990. Schwermetalle im Hausmüll: Herkunft, Schadwirkung, Analyse. Bielefeld,
Erich Schmidt Verlag. Stuttgarter Berichte zur Abfallwirtschaft, Band 42. 314 S.
ISBN 3-503-02935-4.

- Bjørntomt, A., Christiansen, J. V. & Maldum, K. O. 1992. Materialstrømanalyse av bly. Vurdering av alternativer. Oslo, SFT. SFT – Rapport nr. 92:07. 64 s. ISBN 82-7655-027-4.
- Bjørnstad, S. L. & Havenstrøm, G. 1992a. Assessment of possibilities for reducing the use of cadmium – summary of experiences from the Nordic countries. Nordiske Seminar- og Arbejdsrapporter 1992:597. Copenhagen, Nordic Council of Ministers. 33 s. (6 s.). ISBN 92-9120-141-3. ISSN 0906-3668.
- Bjørnstad, S. L. & Havenstrøm, G. 1992b. Assessment of possibilities for reducing the use of lead – summary of experiences from the Nordic countries. Nordiske Seminar- og Arbejdsrapporter 1992:581. Copenhagen, Nordic Council of Ministers. 37 s. (4 s.). ISBN 92-9120-116-2. ISSN 0906-3668.
- Breer, J., Dechow, O., Jochimsen, J. & Röhrer, W. 1992. Computerschrott – Recycling. Stand und Entwicklungsmöglichkeiten. Abfallwirtschaft in Forschung und Praxis, Band 51. Berlin, Erich Schmidt Verlag. 237 S. ISBN 3-503-03329-7.
- Brunner, P. H. & Ernst, W. R. 1986. Alternative methods for the analysis of municipal solid waste. Waste Management & Research, **4**, 147-160.
- Brunner, P. H. & Mönch, H. 1986. The flux of metals through municipal solid waste incinerators. Waste Management & Research, **4**, 105-119.
- Böhm, E. & Tötsch, W. 1989. Cadmium – Substitution: Stand und Perspektiven. Köln, Verlag TÜV Rheinland. 160 s. ISBN 3-88585-629-8.
- Clean Japan Center 1989. Our life and recycling. Let's recycle our limited resources. 31 s.
- Cook, M. E. 1991. Kadmium – Produktion, Eigenschaften, Aussichten. Metall, Internationale Zeitschrift für Technik und Wirtschaft, **45**, 278-281.
- Dahl, R. 1980. Produkters brukstid. Tuotteiden käyttöikä. En empirisk undersøkelse av foeldelse og utskiftning av varige forbruksgoder i de nordiske land. Stockholm, Nordisk Minister-råd. NU-serien, B 1980:13. 381 s. (13 s.).
- Ekono Oy 1987. Kaatopaikkakaasun käyttöönottokokeilu Helsingissä Vuosaaren kaatopaikalla. Helsinki, Kauppa- ja teollisuusministeriö. Kauppa- ja teollisuusministeriön Ener-giaosaston sarja D:134. 107 s. ISBN 951-47-0824-5. ISSN 0358-3910.
- Eriksson, E. 1991. Flödesanalys av metaller. Stockholm, Kemikalieinspektionen. Rapport från KEMI 8/91. 122 s. ISSN 0284-1185.
- Ettala, M. 1994. Ettala & Rossi Ay. Suullinen tiedonanto.
- Ewers, U. & Schlipköter, H.-W. 1991. Lead. Julk: Merian, E. (toim.). Metals and their compounds in the environment. Occurence, analysis and biological relevance. Weinheim, VCH. S. 971-1014. ISBN 3-527-26521-X.
- Franklin Associates Ltd. 1989. Characterization of products containing lead and cadmium in municipal solid waste in the United States, 1970 to 2000. Springfield, NTIS. US EPA, Municipal Solid Waste Program. PB89-151039. 221 s.

- Gold, L.S., Manley, N.B., Slone, T.H., Garfinkel, G.B., Rohrbach, L. & Ames, B.N. 1993. The fifth plot of the carcinogenic potency database: Results in animal bioassays published in the general literature through 1988 and by the National Toxicology Program through 1989. *Environ. Health. Perspect.* **100**, 65–135.
- Halonen, I., Tarhanen, J., Kopsa, T., Palonen, J., Vilokki, H. & Ruuskanen, J. 1993. Formation of polychlorinated dioxins and dibenzofurans in incineration of refuse derived fuel and biosludge. *Chemosphere*, **26**, 1869–1880.
- Hartman, R. M. 1991. An overview of the fate of metals during combustion at the Mid-Connecticut resource recovery facility. *Julk: Municipal Waste Combustion. Conference papers and abstracts from the second annual international specialty conference. Tampa, Florida, 15–19.4.1991.* s. 347–362.
- Heie, A. 1985. Mätmetoder för att fastställa och värdera materialströmmar. Styrning av materialströmmar. Produktionens inriktning och restprodukternas hantering. Seminarium i Sjöbo, 21.–22.5.1984. Nordisk Ministerråd, miljørapport 1985:1. S. 13–24.
- Henstock, M. E. 1988. Design for recyclability. London, The Institute of Metals. 135 s. ISBN 0–901462–46–2.
- Hinton, W. S. & Lane, A. M. 1991. Synthesis of polychlorinated dioxins over MSW incinerator fly ash to identify catalytic species. *Chemosphere*, **23**, 831–840.
- Hjelmar, O. 1987. Leachate from incinerator ash disposal sites. Environment Canada, s. 287–318. Presented at: International Workshop on municipal Waste Incineration, Montreal, Canada, 1.–2.10.1987.
- Hoffmann, J. E. 1992. Recovering precious metals from electronic scrap. *J. Miner. Met. Mater. Soc.* **44**, No. 7, 43–48.
- Hogland, W., Jensen, B. & Peterson, P. 1990. Insamling och återvinning av kvicksilveravfall – Huvudstudie. Lund, Stiftelsen Reforsk. FoU nr 49. Interraport 1990:5. Rapport 3137. 75 s.
- Hoitink, H. A. J., Keener, H. M. & Krause, C. R. 1993. Key steps to successful composting. *Biocycle*, **34**, No. 8, 30–33.
- Holappa, L. E. K. & Jalkanen, H. K. 1991. Outlines of development of metals production and metallurgical processes to the next century. *Materials and Society*, **15**, 423–447.
- Huebers, H. A. 1991. Iron. *Julk: Merian, E. (toim.). Metals and their compounds in the environment. Occurrence, analysis and biological relevance. Weinheim, VCH. S. 945–958.* ISBN 3–527–26521–X.
- Härkönen, K. 1991. ICL, Kilon tehdas. Suullinen tiedonanto.
- Institut für Produktdauer-Forschung 1991. Vermeidung von Abfällen im Bereich der Produkte: Vertiefungsstudie zur Langlebigkeit und zum Materialrecycling. Schlußbericht. Genf, Ministerium für Umwelt Baden-Württemberg. Heft 11. 241 s. (13 s.).
- Jalkanen 1993. Iltotulitus. Suullinen tiedonanto.

- Jensen, A. & Petersen, A. 1993. Improving the quality of published statistics on emissions of air pollutants: Statistics on heavy metal. Draft report. Working group 'Statistics of the environment', Joint Eurostat/EFTA group.
- Juvonen, H. 1988. Yhdyskuntajätteen muodostuminen Turussa. Turku, Turun kaupungin ympäristönsuojelutoimisto. Ympäristönsuojelutoimiston julkaisuja 4/1988. 99 s. ISSN 0783-3229.
- Juvonen, H. & Kaila, J. 1987. Yhdyskuntajätteen talteenottokokeilu pääkaupunkiseudulla. Helsinki, YTV. Pääkaupunkiseudun julkaisusarja B 1987:4. 70 s. (41 s.) ISBN 951-798-235-6. ISSN 0357-5470.
- Jätehuollon neuvottelukunta 1988. Jätteiden hyödyntämisen kehittämisohjelma 1986-1995. Helsinki, Ympäristöministeriö. YM:n ympäristön- ja luonnonsuojeluosaston julkaisu sarja A, 50/1986. 60 s. ISBN 951-46-9874-6. ISSN 0780-6795.
- Jätehuollon neuvottelukunta 1991. Yhdyskuntien jätehuollon kehittämisohjelma 2000. Helsinki, Ympäristöministeriö. YM:n ympäristönsuojeluosaston selvitys 104/1991. 54 s. ISBN 951-47-4766-6. ISSN 0788-5903.
- Jätelaki 1072/93.
- Koivusaari, U. 1992. Pietarsaaren seudun jätehuoltojärjestelyt. Ympäristö ja Terveys, **23**, 600-603.
- Koski-Lammi, E. 1994. Kierrätysmetallien talteenotto ja prosessointi. AEL-INSKO M0602L. Metallurgisen teollisuuden sivutuotteiden hyötykäyttö, Järvenpää, 26.-27.1.1994.
- Kuuva, M. & Airila, M. 1993. Kierrätysmyötäinen tuotesuunnittelu - DFR. Espoo, Teknillinen korkeakoulu. Julkaisusarja B/19, Konesuunnittelu. 104 s. (10 s.).
- Law, S. L. & Gordon, G. E. 1979. Sources of Metals in Municipal Incinerator Emissions. Environmental Science & Technology, **13**, 432-438.
- Levinen, R. 1991. Paristot ja akut. Elohopea- ja kadmiumkuormitus. Helsinki, Ympäristöministeriö. Ympäristöministeriön ympäristönsuojeluosaston selvitys 85. 72 s. ISBN 951-473550-1. ISSN 0784-8153.
- Lewis, R.J., Sr. 1990. Carcinogenically active chemicals: A reference guide. New York, Van Nostrand Reinhold. 1153 p. ISBN 0-442-31875-8.
- Lewis, R.J., Sr. 1991. Reproductively active chemicals: A reference guide. New York, Van Nostrand Reinhold. 841 p. ISBN 0-442-31878-2.
- Lewis, R.J., Sr. 1992. Sax's dangerous properties of industrial materials. New York, Van Nostrand Reinhold. 8th ed. Vol. II, III. 3553 p. ISBN 0-442-01132-6.
- Lindhqvist, T. & Christiansen, K. 1990. Collection and sorting of used batteries. Lund. TAM-rapport LTEM-3125. 100 s. ISSN 0281-5753.
- Lisk, D. J., Secor, C. L., Rutzke, M. & Kuntz, T. H. 1989. Element composition of municipal refuse ashes and their aqueous extracts from 18 incinerators. Environmental Contamination and Toxicology, **42**, 534-539.

- Louekari, K., Saarikoski, H. & Joki-Kokko, E. 1991. Kadmium ympäristössä. Helsinki, Vesi- ja ympäristöhallitus. Vesi- ja ympäristöhallituksen julkaisuja A 70. 93 s. ISBN 951-47-4289-3. ISSN 0281-9592.
- Lundell, S. 1993. Oy Alko Ab. Suullinen tiedonanto.
- Malm, J. 1994. Vesi- ja ympäristöhallitus, kemikaalivalvontayksikkö. Suullinen tiedonanto.
- Materials and Society 1990, **14**, 205-413.
- Mattila, H. 1991. PVC-muovin sisältämän kloorin ja lisäaineiden merkitys poltossa. Kuopio, Kuopion yliopisto. Opinnäytetutkielma. 93 s. (13 s.). Julkaisematon.
- Meadows, D. H., Meadows, D. L. & Randers, J. 1993. Ylittyvät kasvun rajat. Maailmanyhteisön romahdus vai kestävä tulevaisuus? Helsinki, Tulevaisuuden tutkimuksen seura. Acta Futura Fennica no 4. 227 s. ISBN 951-37-1061-0. ISSN 0788-365X.
- Merta, M., Knihtinen, J., Kirjalainen, T. & Kolsi, A. 1991. Turun kaupungin jätteenpolttolaitoksen päästömittaukset 26.-27.3.1991. Raportti 8/91/PLT. Jyväskylä, VTT, Poltto- ja lämpötekniikan laboratorio. 17 s., (37 s.).
- MET 1993. Metalliteollisuus 1993. Helsinki, Metalliteollisuuden keskusliitto. 38 s. ISSN 0782-4823.
- Metals and Minerals Annual Review 1992.
- Ministry of the environment and natural resources 1993. Hazardous goods. Stockholm, The printing works of the Cabinet Office and Ministries. 139 s.
- Mukherjee, A. B. 1989. The release of cadmium and mercury into the Finnish environment. Helsinki, Ministry of Environment. Report 64. 93 p. ISBN 951-47-2108-X. ISSN 0784-8153.
- Mukherjee, A. B. 1993. Emission of lead and its fate in the Finnish environment - an overview. Int. Conf. Heavy Metals in the Environment, 12-16 September, 1993, Toronto, Canada. p. 254-257.
- Myrkkyaasiain neuvottelukunta 1982. Kadmiummietintö. Helsinki. Komiteamietintö 1982:41. 110 s. ISBN 951-46-5734-9. ISSN 0356-9470.
- Mäkilä, J.-P. & Siipola, A. 1992. Jätteiden syntypaikkalajittelukokeilu turkulaisissa kotitalouksissa. Turku, Turun kaupungin ympäristönsuojelutoimisto. Julkaisu 1/92. 103 s. (60 s.). ISBN 951-9262-64-4. ISSN 0783-3229.
- Nikunen, E., Leinonen, R. & Kultamaa, A. 1990. Environmental Properties of Chemicals. Helsinki, Min. of the Environment. Min. of the Environment, Environ. Prot. Dept. Research report 91/1990. 1096 p. ISBN 951-37-0315-0, 951-47-3539-0. ISSN 0784-8129.
- OECD Environment Directorate 1993. Risk reduction monograph no. 1: Lead. Background and national experience with reducing risk. Paris, OECD. 205 s.

- Ogilvie, S. M. 1992. A review of: the environmental impact of recycling. Warren Spring Laboratory. LR 911 (MR). 118 s. ISBN 0-85624-771-5.
- Ohnesorge, F. K. & Wilhelm, M. 1991. Zinc. Julk: Merian, E. (toim.). Metals and their compounds in the environment. Occurrence, analysis and biological relevance. Weinheim, VCH. S. 1309-1342. ISBN 3-527-26521-X.
- Paananen, P. 1993. Turun kaupungin ympäristönsuojelutoimisto. Suullinen tiedonanto.
- Paavo Ristola Oy 1991. Pääkaupunkiseudun yhdyskuntajätteen koostumus 1990. Helsinki, YTV. Pääkaupunkiseudun julkaisusarja C 1991:3. 61 s. (35 s.). ISSN 0357-5454.
- Paschen, P. 1988. Substitution trends for raw materials in short supply? Materials and Society, 12, 251-262.
- Poutanen, H. 1992. Metallien virrat yhdyskuntajätehuollossa. Väliraportti. Helsinki, Vesi- ja ympäristöhallitus. Vesi- ja ympäristöhallituksen monistesarja nro 350. 65 s. ISBN 951-47-4713-5. ISSN 0783-3288.
- Putro, J. 1994. Integroidun terästehtaan sivutuotteet. AEL-INSKO M0602L. Metallurgisen teollisuuden sivutuotteiden hyötykäyttö, Järvenpää, 26.-27.1.1994.
- Ranne, A., Virtanen, Y. & Mäkelä, K. 1993. Jätehuollon energiataseet. Helsinki, Kauppa- ja teollisuusministeriö. KTM, Energiaosasto, Katsauksia B:144. 82 s. ISBN 951-47-7238-5. ISSN 0788-8546.
- Rautkari, O. 1993. Pääkaupunkiseudun yhteistyövaltuuskunta. Suullinen tiedonanto.
- Raveala, M. 1991. Metalliyhtymä Oy. Suullinen tiedonanto.
- Reimann, D. O. 1986. Mercury output from garbage incineration. Waste Management & Research, 4, 45-56.
- Rhotert, H. 1990. Blick in die Röhre. Bei der IBM-Entsorgungskonzeption für Computerschrott ist vieles noch verbesserungsbedürftig. Müllmagazin Nr. 3, 1990, 31-32.
- Riller, P. 1991. Umweltparameter bei der Entwicklung von Elektro-Hausgeräten. Luentomuistio. AEG Hausgeräte Aktiengesellschaft, Entwicklung Koch- und Kleingeräte. 10 s. (17 s.).
- Roilanen 1993. Osuuskunta Teollisuuden Romu. Suullinen tiedonanto.
- Rossi, E. & Hokkanen, J. 1990. Kylmälaitteiden CFC-jätteiden talteenotto ja käsittely. Helsinki, Ympäristöministeriö. YM:n ympäristönsuojeluosaston selvitys 88, 1990. 56 s. ISBN 951-47-2130-6. ISSN 0784-8129.
- Salokangas, R. 1993. Suomen Kuntaliitto. Suullinen tiedonanto.
- Savory, J. & Wills, M. 1991. Aluminium. Julk: Merian, E. (toim.). Metals and their compounds in the environment. Occurrence, analysis and biological relevance. Weinheim, VCH. S. 715-741. ISBN 3-527-26521-X.

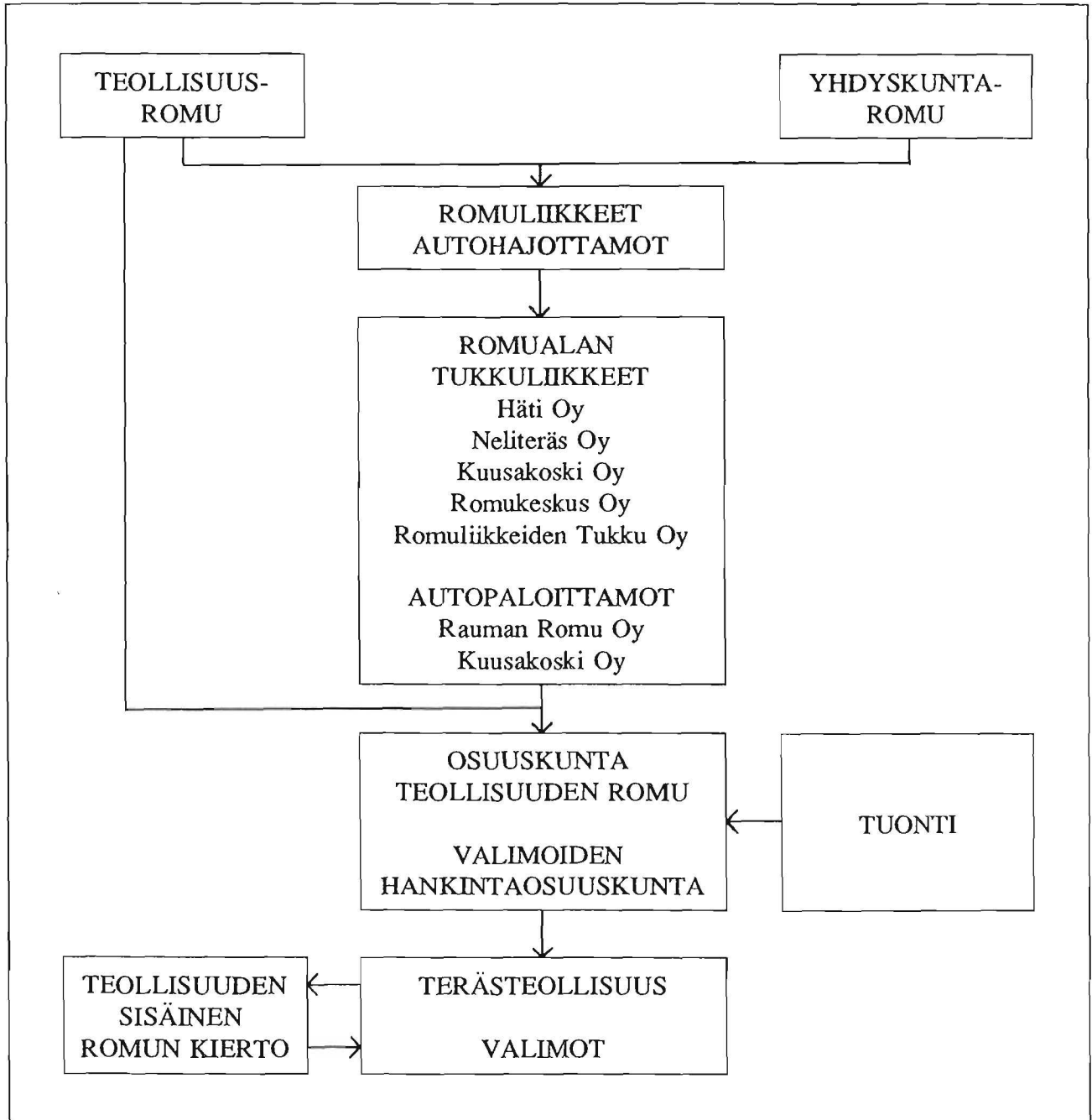
- Scheinberg, I. H. 1991. Copper. Julk: Merian, E. (toim.). Metals and their compounds in the environment. Occurrence, analysis and biological relevance. Weinheim, VCH. S. 893-908. ISBN 3-527-26521-X.
- Schlag, D. 1992. Entsorgung von Elektronikaltgeräten. Müll und Abfall, 6/92, S. 401-407.
- SFT 1990. Materialstrømanalyse av kvikksølvholdige produkter. Oslo, Statens forurensningstilsyn. SFT-rapport nr 100. TA-NR: 688/1990. 28 s.
- Shepard, T.H. 1983. Catalog of teratogenic agents. Baltimore and London, The John Hopkins University Press. 4th Ed. ISBN 0-8018-3127-3.
- Siebert, H. 1992. Economics of the Environment. Theory and Policy. Third, Revised and Enlarged Edition. Springer-Verlag, Berlin-Heidelberg. 295 s. ISBN 3-540-54837-8.
- Sigfrid, L., Tamaddon, F. & Hogland, W. 1992. Kadmium i produkter och avfall. Bedömning av mängder samt åtgärdsförslag. Lund, Lunds tekniska högskola / Lunds universitet. Internrapport 92:4. Rapport 3160. 98 s.
- Sintonen, T. 1991. Minimetalli Oy. Suullinen tiedonanto.
- Smith, F. L. Jr. 1975. A solid waste estimation procedure: Material flow approach. EPA SW-147.
- Somerjoki 1991. Pori Copper Oy. Suullinen tiedonanto.
- Stahel, W. R. 1992. Product design and waste minimization. Julk: Forester, W. S. & Skinner, J. H. (toim.): Waste minimization and clean technology: Waste management strategies for the future. Cornwall, Academic Press Ltd. s. 91-97. ISBN 0-12-509175-8.
- Statens Naturvårdsverk 1988. The Swedish ban on cadmium. Solna, SNV. Naturvårdsverket, Rapport 3446. 9 s. ISBN 91-620-3446-4. ISSN 0282-7298.
- Steil, H.-U. 1993. Der Einfluß gesetzlicher Umweltschutzvorgaben auf das Recycling metallhaltiger Rückstände. Metall, 47, 480-485.
- Stoeppler, M. 1991. Cadmium. Julk: Merian, E. (toim.). Metals and their compounds in the environment. Occurrence, analysis and biological relevance. Weinheim, VCH. S. 803-851. ISBN 3-527-26521-X.
- Stäubli, B. & Keller, C. 1993. Stoffflußanalyse bei zwei Klärschlammverbrennungsanlagen. Müll und Abfall, 25, 82-101.
- Suomen Kaupunkiliitto 1991. Tietoja kaupunkien ja muiden kuntien jätehuollosta. Yhteenvetotietoja Kaupunkiliiton ja Kunnallisliiton vuoden 1990 jätehuoltokyselyjen vastauksista. 28 s. ISBN 951-759-723-1.
- Suomen Kaupunkiliitto 1993. Kaupunkien ja muiden kuntien jätehuolto. Kysely 1992. 35 s. (47 s.). ISBN 951-759-896-3.

- Suunnittelukeskus Oy 1992. Romunkäsittelyalueet. Helsinki, Pääkaupunkiseudun yhteistyövaltuuskunta YTV. Pääkaupunkiseudun julkaisusarja B 1992:3. 38 s. (4 s.). ISBN 951-798-334-4. ISSN 0357-5470.
- Svedberg, G. 1992. Waste incineration for energy recovery. Summary. Stockholm, Kungliga tekniska högskolan. TRITA-VTK, Report 1, 1992. 16 s. ISSN 1102-2183.
- Sähkö- ja elektroniikkateollisuusliitto 1993. Sähkö- ja elektroniikkatuotteiden kierrätys lisääntyy. Lehdistötiedote 24.6.1993.
- Tamaddon, F. & Hogland, W. 1993. Review of cadmium in plastic waste in Sweden. Waste Management & Research, **11**, 287-295.
- Tilastokeskus 1991. Elinkustannustutkimus 1990. Ennakkotietoja suomalaisten kulutuksesta II. Tulot ja kulutus 1991:7. 11 s. ISSN 0784-8420.
- Uhlarz, O. 1993. Nokia Display Technics GmbH. Suullinen tiedonanto.
- Urpo, H. 1991. Urpon Romu. Suullinen tiedonanto.
- Vahvelainen, S. & Isaksson, K.-E. 1992. Teollisuuden jätteet. Tilastokeskus. Ympäristö 1992:1. 110 s. (21 s.) ISBN 951-47-6001-8. ISSN 0784-8455.
- Wall, A. J. 1993. Zinkrecycling: Geschichte, gegenwärtige Situation und Aussichten. Metall, **47**, 849-853.
- Wallin, M. 1986. Jätteiden hyötykäyttö kansantaloudessa. Helsinki, Ympäristöministeriö. YM:n ympäristönsuojeluosaston selvitys, sarja D/14. 87 s. ISBN 951-46-9505-4. ISSN 0780-6825.
- Weisser, J. D., Dalheimer, M., Köhler, D. & Sarbas, B. 1987. Sources and production of widely used metals: an assessment of world reserves and resources. Julk: McLaren, D. J. & Skinner, B. J. (toim.). Resources and world development. I Natural resources. S. 245-304. ISBN 0-471-91568-8.
- Viatek Oy 1989. Yhdyskuntajätteen määrä ja koostumus - Yhteenvedo Suomessa vuosina 1975 - 1987 suoritettujen tutkimusten tuloksista. 61 s. (5 s.). Julkaisematon.
- Viatek Tapiola Oy 1992. Turun kaupunki. Yhdyskuntajätteen polttolaitos. Yhteenvedoraportti. Vuosi 1991. 8 s. (9 s.). Julkaisematon.
- Wirtz, H. 1991. Aluminium-Getränkedosen-Recycling - Ein aktiver Beitrag zur Abfallverminderung. Metall, **45**, 1248-1251.
- Visalli, J. R. 1990. The similarity of environmental impacts from all methods of managing solid wastes. J. Environmental Systems, **19**, 155-170.
- Vogel, G. 1992. Minimization of household hazardous wastes. Julk: Forester, W. S. & Skinner, J. H. (toim.): Waste minimization and clean technology: Waste management strategies for the future. Cornwall, Academic Press Ltd. s. 213-224. ISBN 0-12-509175-8.

- Vogg, H., Braun, H., Metzger, M. & Schneider, J. 1986. The specific role of cadmium and mercury in municipal solid waste incineration. *Waste Management & Research*, **4**, 65–74.
- Young, J. E. 1992. *Mining the Earth*. Worldwatch Institute. Worldwatch Paper 109. 53 s. ISBN 1-878081-11-4.
- Öberg, T. & Allhammar, G. 1989. Chlorinated aromatics from metallurgical industries – process factors influencing production and emissions. *Chemosphere*, **19**, 711–716.

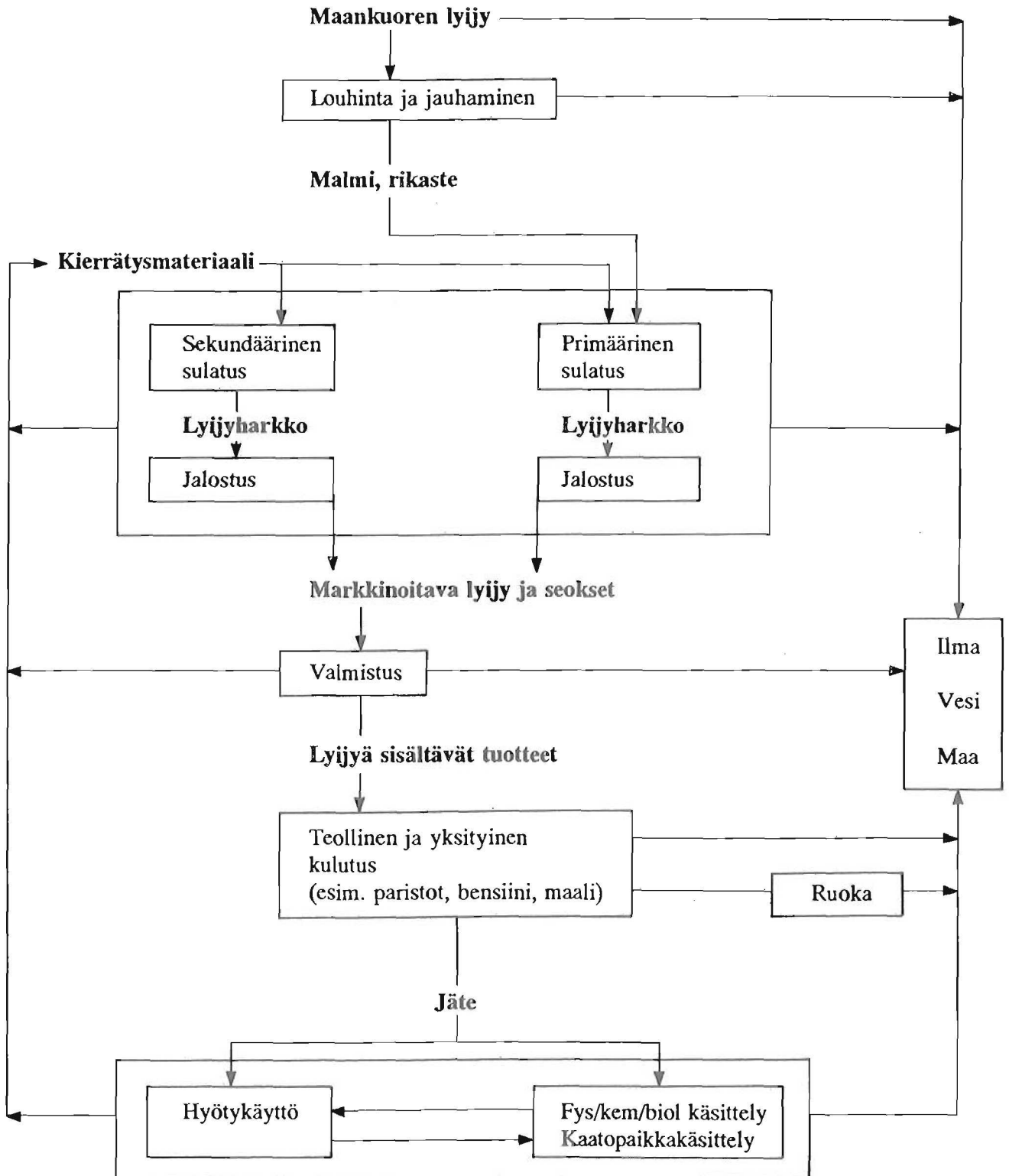
LIITE 1. TERÄS- JA RAUTAROMUN KIERTOKULKU SUOMESSA

Lähde: Suunnittelukeskus Oy 1992. Romunkäsittelyalueet. Helsinki, YTV. Pääkaupunkiseudun julkaisusarja B 1992:3. 38 s. (4 s.). ISBN 951-798-334-4. ISSN 0357-5470.



LIITE 2

LIITE 2. LYLJYN ELINKAARI JA PÄÄSTÖT YMPÄRISTÖÖN (OECD 1993).



LIITE 3. KYSELYTUTKIMUS KUNTIEN JA KAUPUNKIEN JÄTEHUOL- LOSTA V. 1992

Rauta- tai kupariromun tai muun metallin kerääminen hyötykäyttöön, t v⁻¹ (Suomen kaupunkiliitto 1993)

Kaupunki	Metalliromu yhteensä	Kaupunki	Urakoitsijat ja yritykset	Yhdistykset ja seurat	Yksityiset	Huom.
Alavus	450		450			
Forssa	x ¹⁾		20			
Harjavalta	x		1			Kaatopaikkaurakoitsija
Heinola	x					
YTV	39000	3000	36000			
Hyvinkää	x	152				
Iisalmi	3000		3000			
Ikaalinen	5		5			
Imatra	x	30	952			
Joensuu	120	15	100		5	
Jyväskylä	x		200		10000	
Jämsä	x		250			Kuusankoski Oy:lle (ker.kp:lla)
Jämsänkoski	x			113		
Järvenpää	x	x			x	
Kajaani	x		2500	x	x	
Kannus	20			20		
Kaskinen	x	20				Metalli, muovi, kotitalousromua Kp:lla rautaromuvuori
Kemi	x		2300			
Keuruu	x				x	
Kotka	x	447	x			
Kouvola	x					Kouvola kerännyt kokeilumielessä
Kuhmo	x	x				
Kuusankoski	x	x				
Laitila	x		560			
Lappeenranta	1000	400	600			Romuliikkeelle
Lieksa	x		50	x		
Lohja	x		x			
Loimaa	990	990				
Mikkeli	30	30				
Mänttä	x	9				
Nurmes	x		250			
Orimattila	160 m ³	x				160 m ³
Orivesi	x	x				Useita kuorma-autokuormia
Oulu	7283	343	6940			
Parainen	200					Romuautoja Kaatopaikalla
Parkano	x		x			
Pori	1225	125	1100			
Rovaniemi	800		800			
Saarijärvi	x		100			Arvio
Salo	x		1500			
Suolahti	x	245 m ³		x	x	Metallit ja autonromut
Suonenjoki	500		x			
Tammisaari	x		x			
Turku	x	17	x			
Uusikaarlepyy	20	20				
Vammala	4000		4000			
Virrat	150		150			
Ylivieska	x			80		
Ähtäri	100		100			
Äänekoski	20	20				
Yhteensä	58463	5618	61478	213	10005	

¹⁾ x= kerätään, mutta määrät eivät ole tiedossa

LIITE 4. SULJETUT LYIJJYAKUT – KOOSTUMUS, KÄYTTÖKOHTEET JA KULUTUS V. 1991

1 Suljettujen lyijyakkujen koostumus

Suljetuissa lyijyakuissa elektrolyyttinä toimiva rikkihappo on imeytetty positiivisiin ja negatiivisiin levyihin sekä eristeisiin (esim. lasivillaan, joka huokoisena aineena imee runsaasti nestettä ja mahdollistaa siten tehokkaan latautumisen). Rikkihaposta muodostuu täten hyytelömäinen massa akun sisään. Suljettuihin lyijyakkuihin ei tarvitse eikä voi lisätä nesteitä käytön aikana. Akun painosta suurin osa ($\approx 50\text{--}70\%$) on lyijyä. Lisäksi rikkihappo muodostaa painosta suuren osan (12,7 kg:n akussa 5 kg happoa).

Suljettuja lyijyakkuja on useita eri kokoja vaihdellen noin 200 g:sta yli 20 kiloon. Maahantuojilta saatujen tietojen mukaan eniten myydyt akut painavat 3–10 kg. Yhdessä akussa on n. 60 % lyijyä, joten eniten myydyissä suljetuissa lyijyakuissa on 1,8–6 kg Pb akkua kohti.

2 Suljettujen lyijyakkujen käyttökohteet

Suljettujen lyijyakkujen käyttöä kotitalouksien ym. pienlaitteissa rajoittaa akkujen paino. Kuitenkin niitä käytetään mm. joissakin videokameroissa, NMT-puhelimissa (vanhoissa, NiCd-akut ovat syrjäyttämässä tässä käytössä), radio-ohjattavissa autoissa, lasten sähköautoissa jne. Suurimpia käyttökohteita ovat kuitenkin:

- elektroniikka ja tietokoneet (ns. UPS-laitteissa, jotka varmistavat katkeamattoman sähkönsyötön verkkovirran katkosten aikana)
- puhelinkeskukset, hälytyskeskukset, hälytysvalot, automaattiset majakat
- murto- ja palohälyttimet
- veneiden navigointilaitteet ja käynnistysakut

Moottoriajoneuvojen käynnistysakut ovat pääasiassa avoimia rikkihappoakkuja. Jonkin verran suljettuja käynnistysakkuja on turvallisuussyistä moottoripyörissä ja mm. kilpa-autoissa.

3 Suljettujen lyijyakkujen markkinat

3.1 Akkujen maahantuonti

Suomessa käytettävät suljetut Pb-akut ovat kaikki tuontitavaraa. Pääosa tuodaan Suomeen irrallisina, mutta jonkin verran niitä sisältyy myös erilaisiin laitteisiin. Tärkeimmät akkujen maahantuojat ovat (Sumusalo 1992):

Kaukomarkkinat
 Akkuteollisuus
 Pakkasakku
 Ajoma Oy
 Insmat Akku Oy (Ins.tsto Matti Öhman)
 Muuntolaite
 Flinkenberg
 SLO
 Hedengren

3.2 Akkujen myynti v. 1991

Suljettujen lyijyakkujen kulutusmääriä (tonneissa) on hankala arvioida, sillä tilastoitu tieto akkujen maahantuonnista puuttuu (Ulkomaankauppatilastossa suljettuja lyijyakkuja ei ole erotettu avoimista). Lisäksi akkuja on runsaasti eri kokoisia. Taulukkoon 1 on koottu maahantuojilta puhelimitse saadut tiedot. Akkujen kilomäärää laskettaessa on käytetty maahantuojien arviota myytyjen akkujen keskimääräisestä painosta.

Taulukko 1. Suljettujen lyijyakkujen kulutus Suomessa v. 1991 maahantuojien mukaan.

Maahan- tuoja	Myyty akkumäärä (kpl)	Akun keskim. paino (kg)	Myyty akkumäärä (t)	Akuissa myyty Pb-määrä (t) ¹⁾
Kaukomarkkinat	100 000	10	1000	600
Pakkasakku	3 500	10	35	21
Ajoma	37 500	3	110	66
Insmat Oy	22 500	1,5	34	20
Muuntolaite	2 954	2,5	7	4
SLO	10 000	5,5	55	33
Hedengren	900 + 230	11 (<20)	12	7
Yhteensä	177 584		1 253	750

¹⁾ Yhdessä akussa lyijyä 50–70 %, laskussa käytetty keskiarvoa 60 %.

4 Suljettujen lyijyakkujen jätehuolto

Maahantuojat ottavat yleensä takaisin vain takuuhuollon yhteydessä vaihdettuja akkuja. Maahantuojat myyvät akkuja pääasiassa valmistavaan teollisuuteen, eivät suoraan kuluttajille. Näin ollen ajatellaan teollisuuden huolehtivan akuistaan asiallisesti.

LIITE 4 3/3

Yleinen käsitys on että romuliikkeet ym. keräävät suljetut akut avoimien akkujen tapaan ja toimittavat ne käsiteltäviksi akkuromuttamolle. Suomessa avoimet akut kerätään keskitetysti ja toimitetaan ulkomaille hyödynnettäväksi. Suljettujen lyijyakkujen osalta käytäntö ei ole yhtä selvä. Ekokem ottaa akkuja vastaan, mutta erillistä kirjanpitoa määristä ei ole olemassa. Suljettujen lyijyakkujen jätehuolto tulisikin saattaa samalle tasolle kuin avointen käynnistysakkujen.

Tietolähteet:

- Kauppila, J. 1992. Ajoma Oy.
Kuosmanen, J. 1992. Hedengren.
Lagerlöf, B. 1992. Kaukomarkkinat.
Lahti, J. 1992. Hedengren.
Rauhala 1992. SLO.
Sumusalo, K. 1992. Pakkasakku.
Toura, A. 1992. Flinkenberg.
Vuori, M. 1992. Muuntolaite.
Öhman, M. 1992. Insmat Akku Oy, Ins.tsto Matti Öhman Oy.

LIITE 5. ISOKOKOISEN (KODINKONE- JA TELEVISIO-) ROMUN METALLIPITOISUUDEN ARVIOINNISSA KÄYTETYT LÄHTÖTIEDOT

Laite	Laitteen keskim. paino (kg)	Lähde	Metallin %-osuus kokonaispainosta				Laitteen poistuma	
			Fe	Al	Cu	Pb	kpl v ⁻¹ (t v ⁻¹)	osuus (%) laitteiden yhteismäärästä
yhteismäärästä								
Pesukone (autom.+astianpk)	79	1)	49	2	2			
		2)	53	3	4			
		3)	56	3	2			
		ka	53	3	3		120 000 (8 200)	26
Kylmälaitteet	75	2)	63	2	3			
		4)	56	6	<1			
		ka	60	4	2		195 000 (14 600)	46
Sähköliesi	40		75	<0,1	2		100 000 (4 000)	13
Televisio	35	2)5)	19	3	5	5	130 000 (4 600)	15
Laitteet kaikkiaan		6)	47	3	3	1	400 000 (31 400)	100

1) Institut für Produktdauer-Forschung 1991.

2) Clean Japan Center 1989.

3) Riller 1991.

4) Rossi ja Hokkanen 1990.

5) Uhlarz 1993, tieto kuvaputken lasin Pb-pitoisuudesta.

6) Jakeen keskimääräinen metallipitoisuus saatu laskemalla yhteen eri laitteista jakeeseen aiheutuva metallikuorma (laitteen metallipitoisuus (%) x laitteen osuus koko jakeesta (%))

LIITE 6

LIITE 6. KODINKONEIDEN JA KODIN PIENLAITTEIDEN VUOSITTAISTEN KORVAUSOSTOJEN MÄÄRÄN (POISTUMAN) ARVIOINTI**A. Kodinkoneiden ja kodin pienlaitteiden vuosittaisten korvausostojen määrän arviointi laitteiden yleisyysasteiden ja myyntitilastojen perusteella.**

Laite	Yleisyysaste kotitalouksissa		Yleisyysasteen lisäys		Myynti 1991-92 ³⁾ (kpl)	Korvaus- ostot vuodessa ⁴⁾ (kpl)
	1990 ¹⁾	1992 ²⁾	%	kotital.		
Väri-TV	90	92	2	40 000	555 000	130 000 ⁵⁾
Videonauhuri	47	62	15	300 000	370 000	35 000
CD-soitin	12	24	12	240 000	175 000	-
Pölynimuri	96	94	-	-	360 000	180 000
Jääkaappi	96	94	-	-	195 000	98 000
Pakastin	78	81	3	60 000	144 000	42 000
Automaatti- pesukone	81	83	2	40 000	255 000	108 000
Astianpesukone	34	39	5	100 000	134 000	18 000
Mikroaaltouuni	53	70	17	340 000	285 000	28 000

¹⁾ Tilastokeskus 1991

²⁾ Elektroniikan tukkukauppiaiden (ETK) v. 1993 teettämä kodintekniikan markkinatutkimus.

³⁾ Kodintekniikkaliitto

⁴⁾ Korvausostot yhden vuoden aikana =

(Laitteen myynti v. 1991-1992 - laitteen yleisyyden lisäys (kpl kotitalouksia)) / 2

⁵⁾ Televisioista noin 50 % ostetaan kotitalouksiin ns. kakkoslaitteiksi (Ahola 1991)

B. Kodinkoneiden ja kodin pienlaitteiden vuosittaisten korvausostojen määrän arviointi laitteiden odotetun käyttöiän ja myyntitilastojen perusteella.

Laite	Odotettu käyttöikä X (v) ¹⁾	Odotetut korvausostot v. 1992; myynti v. (1992 - X) (kpl)
Jääkaappi	16	76 000
Pakastin	15	102 000
Automaattipesukone	13	90 000
Astianpesukone	10	44 000
Sähköliesi	17	96 500
Mikroaaltouuni	11	3 000
Väri-TV	8	215 000
Videonauhuri	8	3 000
CD-soitin	8	3 000
Pölynimuri	10	175 000

¹⁾ Lähde: Life expectancy / Replacement picture. Dax appliance, Sept. 1992, 46-47.

LIITE 7. ELEKTRONIIKASTA JÄTTEISIIN TULEVIEN METALLIVIRTOJEN ARVIOINTI

Laite	Laitteen keskim. paino (kg)	Hylkäysmäärä (=korvausostot) (kpl v ⁻¹)	Lähde	Metallin %-osuus kokonaispainosta			
				Al	Fe	Cu	Pb
Pölynimuri	5	180 000					
Mikroaaltouuni	10	28 000					
Videonauhuri	5	35 000					
Mikrotietokone	29		1)	27	5	1	0,1
			2)	30	10	<1	
			3)	48	20	3	
			ka	35	12	2	

1) Institut für Produktdauer-Forschung 1991.

2) Härkönen 1991 ja Sintonen 1991.

3) Rhotert 1990.

LIITE 8

**LIITE 8. ELEKTRONIIKKAROMUN KERTYMÄT SUOMESSA
VUONNA 1996. (Sähkö- ja elektroniikkateollisuusliitto 1993)**

Tuoteryhmä	Jätteiden kokonaispaino (t)
Kodinkoneet (isot)	19 800
Kodinkoneet (pienet)	3 500
Sähköiset käsityökalut	1 200
Televisiovastaanottimet	4 500
Muu kulutuselektroniikka	4 400
Hehkulamput	1 500
Purkauslamput	1 700
Mikrotietokoneet	3 600
Isot tietojenkäsittelylaitteet	7 500
Toimistokoneet	2 700
Keskukset, viestintä- ja päätelaitteet	1 600
Mittaus- ja säätölaitteet	2 900
Lääkintä- ja laboratoriolaitteet	2 800
Ammattikäyttöön tarkoitetut audio- ja videolaitteet	3 300

VESI- JA YMPÄRISTÖHALLINNON JULKAISUJA - sarja A

83. Vesihuoltolaitokset 31.12.1988 ja 31.12.1989. Helsinki 1992.
84. Sandman, Olavi; Turkia, Jaana & Huttunen, Pertti: Paleolimnologinen tutkimus metsäojituksen ja -lannoituksen vesistövaikutuksista Juupajoen Kalliojärvässä. Helsinki 1992.
85. Helsingin vesi- ja ympäristöpiiri: Uudenmaan ja Etelä-Hämeen vedet. Helsinki 1991.
86. Roila, Tuija: Pienvesien happamoitumisen seuranta vuosina 1979 - 1989.
Roos, Jaana: Puskurikapasiteetin muutokset eräissä pienjärvissä vuosien 1937 - 48 ja 1988 välillä. Helsinki 1992.
87. Ollikainen, Minna: Karjalan Pyhäjärven tila 1980-luvulla sedimentin piilevien ilmentämänä. Helsinki 1992.
88. Lepistö, Liisa: Planktonlevien aiheuttamat haitat. Helsinki 1992.
89. Rantakangas, Jorma: Perkauksen aiheuttaman kiintoainevirtaaman ennakointi. Helsinki 1992.
90. Kaijalainen, Erkki (toim.): Sonkajärven reitin vesien käytön yleissuunnitelma. Helsinki 1992.
91. Salo, Simo: The fate of chemicals spilled on water. A literature review of physical and chemical processes. Helsinki 1992.
92. Mäkirinta, Urho & Tolonen, Pasi: Vaalan Järvikylän järvien kasvillisuus järvien tilan kuvaajana. Helsinki 1992.
93. Mäkirinta, Urho: Muutoksia Alavetelin Isojärven kasvillisuudessa 1973 - 1981. Helsinki 1992.
94. Nakari, Tarja: Porvoon edustan merialueen meriveden vaikutuksista sumpputettujen ja luonnonkalojen elintoimintoihin. Helsinki 1992.
95. Torpström, Heikki & Lappalainen, Matti: Järvien biomanipulaation perusteita ja käytännön mahdollisuuksia. Helsinki 1992.
96. Salonen, Seija; Frisk, Tom; Kämeniemi, Tellervo; Niemi, Jorma; Pitkänen, Heikki; Silvo, Kimmo & Vuoristo, Heidi: Fosfori ja typpi vesien rehevöittäjinä – vaikutusten arviointi. Helsinki 1992.
97. Assmuth, Timo; Strandberg, Tapio; Jouti, Anneli & Kalevi, Kirsti: Kemiallisesti saastuneiden maa-alueiden tutkimusmenetelmät. Helsinki 1992.
98. Kivimäki, Anna-Liisa: Tekopohjavesilaitokset Suomessa. Helsinki 1992.
99. Tanninen, Risto: Arvot ja asenteet Pyhäjoen vesiensuojelusuunnittelussa. Helsinki 1992.
100. Kuopion vesi- ja ympäristöpiiri: Rautalammin reitin vene- ja retkisatamasuunnitelma. Helsinki 1992.
101. Eloheimo, Karri: Veneily ja sen ympäristövaikutukset. Helsinki 1992.
102. Sytyke 16. Sannholm, Gun & Söderström, Mirja: Entsyymikäsittelyn merkitys sulfaattimassan valkaisussa. Helsinki 1992.
103. Sytyke 9. Raitio, Laura: Siistausprosessin ympäristökuormitus. Helsinki 1992.
104. Sytyke 17. Jantunen, Esko: Jätevesipäästötön paperitehdas. Helsinki 1992.
105. Sytyke 10. Lehtinen, K.-J. & Tana: Effects in mesocosms exposed to effluents from bleached hardwood kraft pulp mill. Helsinki 1992.
106. Hudd, Richard; Toivonen, Anna-Liisa & Wistbacka Ralf: Malax å fiskeriutredning. Helsinki 1992.
107. Rontu, Mika: Pohjaveden alkalointi kalkkikivisuodatuksella. Helsinki 1992.
108. Kuopion vesi- ja ympäristöpiiri: Rautalammin reitti - Kansallisvesi. Helsinki 1992.
109. Sytyke 11. Junttila, Vesa: Sellutehtaan ympäristökuormitusten pienentäminen ja hallinta uudella tehdaslayoutilla. Helsinki 1992.
110. Sytyke 20. Kara, Mikko: Natrium- ja rikkitaseen säätömahdollisuuksia suomalaisessa sellutehtaassa. Helsinki 1992.
111. Kauppi, Marja: Repoveden alueen vesistöjen perusselvitys. Helsinki 1992.
112. Lindholm, Tapio (toim.): Sukkessiotutkimusten tuloksia Suomen ja SNTL:n luonnonsuojelualueilta. Helsinki 1992.
113. Sytyke 2. Hatakka, Annele; Valo, Marjatta & Lankinen, Pauliina: Puunjalostusteollisuuden jätevesien käsittely valkolahosienillä ja niiden entsyymeillä. Helsinki 1992.
114. Sytyke 19. Krogerus, Märten & Hynninen, Pertti: Sellu- ja paperiteollisuuden päästöjen käsittelyvaihtoehdot ja kustannukset. Helsinki 1992.
115. Hyvärinen, Pekka; Salojärvi, Kalervo; Pushkin, Sergei & Ahonen, Mikko: Kalojen vaellus Oulujärvestä Oulujokeen. Helsinki 1992.
116. Ettala, Matti & Koskela, Juhani: Kloorifenolipitoisten pohjavesien käsittely aktiivihiihluodatuksella ja aktiivilietemenetelmällä. Helsinki 1992.

117. Sytyke 6. Myrén, Bertel: Suomen metsäteollisuuden tila vuonna 1995. Helsinki 1992.
118. Lyly, Olavi: Torjunta-aineiden käytön kannattavuus ja ympäristöhaittojen vähentäminen. Helsinki 1992
119. Sytyke 21. Laxén, Torolf: Organosolvekitot. Helsinki 1992.
120. Sytyke 4. Pere, J; Thun, R; Alén, R; Kyllönen, H & Viikari, L: Metsäteollisuuden jäteliitteet. Helsinki 1992.
121. Vesihuoltolaitokset 31.12.1990. Helsinki 1992.
122. Sytyke 14. Siitonen, Heikki; Wartiovaara, Jyrki & Kasanen, Pirkko: Sellu- ja paperitehdas-integraatin ympäristönsuojelutoimien hyötyjen ja haittojen arviointi - casetutkimus. Helsinki 1992.
123. Sytyke 22. Malinen, Raimo: Skenaarioanalyysi massan valmistuksen kehitysvaihtoehtoista. Helsinki 1992.
124. Sytyke 22A. Vasara, Petri: Skenaarioiden tuottaminen ja analyysi massanvalmistukselle Suomessa 1995 - 2010. Helsinki 1992.
125. Törttö, Heli; Kaakinen, Eero & Alasaarela, Erkki: Ympäristövaikutusten arviointi aluehallinnossa - esimerkkinä Oulun lääni. Helsinki 1992.
126. Ekholm, Matti: Suomen vesistöalueet. Helsinki 1992.
127. Aura, Erkki; Puustinen, Markku; Virtanen, Seija; Mikkola, Hannu; Luoma, Tarmo & Peltomaa, Rauno: Salaojitusmenetelmien vertailu Zaitsevon kenttäkokeessa. Helsinki 1992.
128. Sytyke 15. Puustinen, Jukka: Ravinteiden käytön optimointi metsäteollisuuden aktiivilietelaitoksissa.
Sytyke 3. Lammi, Reino & Pakarinen, Kauko: Typpiravinnelisyksen vaikutus sellutehtaan aktiivilietelaitoksen toimintaan. Helsinki 1993.
129. Seppälä, Jyri: Ympäristöriskianalyysi teollisuudessa. Helsinki 1992.
130. Sytyke 18. Pihlaja, Kalevi (koordinaattori): Valkaistua sulfaattisellua valmistavan tehtaan jätevesien orgaanisen aineen hajoaminen ja ympäristövaikutukset. Helsinki 1993.
131. Lax, Hans-Göran; Koskenniemi, Esa; Sevola, Pertti & Bagge, Pauli: Tenojoen pohjaeläimistö ympäristön laadun kuvaajana. Helsinki 1993.
132. Sytyke 12. Kauppinen, Jyrki: Metsäteollisuuden hajuaaineiden analytiikka ja seuranta. Helsinki 1993.
Sytyke 5. Välttilä, Olli: Biolietteen poltto.
133. Sytyke 10A. Lehtinen, K-J: Ecological impact of pulp mill effluents. Helsinki 1993.
134. Hirvi, Juha-Pekka (toim.): Operatiivinen ajalehtimis- ja kulkeutumismalli merialueille. Helsinki 1993.
135. Nystén, Taina: Kärkölän likaantuneen pohjavesialueen geologia ja matemaattinen mallintaminen. Helsinki 1993.
136. Vesihuoltolaitokset 1991. Helsinki 1993.
137. Ullvén, Johanna: Simpukoiden soveltuvuudesta kloorifenolien tutkimiseen murtovedessä. Helsinki 1993.
138. Peura, Pekka: Happamoituminen Merenkurkun pienissä järvissä.
Peura, Pekka: Förurning av småsjöarna i Norra Kvarken. Helsinki 1993
139. Huttunen, Leena & Soveri, Jouko: Luonnontilaisen roudan alueellinen ja ajallinen vaihtelu Suomessa. Helsinki 1993.
140. Kaatra, Kai & Marttunen, Mika (toim.): Oulujoen vesistön säännöstelyjen kehittämisselvitykset. Helsinki 1993.
141. Suomela, Tapani: Tuusulan kunnan Hyrylän pohjavesialueen suojelusuunnitelma. Helsinki 1993.
142. Kauppi, Lea (toim.): Itäisen Suomenlahden lintukuolemat keväällä 1992. Helsinki 1993.
143. Lahti, Kirsti; Lepistö, Liisa; Niemi, Jorma & Färdig, Michael: Eri vesilaitosten tehokkuus levien ja erityisesti syanobakteerien poistossa. Helsinki 1993.
144. Koskimies, Pertti: Population sizes and recent trends of breeding birds in the nordic countries. Helsinki 1993.
145. Alasaarela, Erkki; Hellsten, Seppo; Keränen, Reijo; Kurttila, Terttu & Riihimäki, Juha: Säännöstelyjen järvien rantojen kunnostuksen ja hoidon periaatteet - esimerkkinä Oulujoen vesistö. Helsinki 1993.
146. Korkka-Niemi, Kirsti; Sipilä, Annika; Hatva, Tuomo; Hiisvirta, Leena; Lahti, Kirsti & Alftan, Georg: Valtakunnallinen kaivovesitutkimus. Helsinki 1993.
147. Ruonala, Seppo (toim.): SYTYKE-ohjelman projektien yhteenvedot. Helsinki 1993.
148. Ruonala, Seppo (red.): Sammandrag av projekten i programmet SYTYKE. Helsinki 1993.
149. Ruonala, Seppo (ed.): Summaries of SYTYKE-projects. Helsinki 1993.

150. Niinioja, Riitta: Lietelannan levitys ja ravinteiden huuhtoutuminen. Helsinki 1993.
151. Hynninen, Pekka (toim.): Pyhäjoen vesiensuojelun yleissuunnitelma. Helsinki 1993.
152. Pohjois-Karjalan vesi- ja ympäristöpiiri: Pohjois-Karjalan vedet ja ympäristö 1990-luvulla. Helsinki 1993.
153. Rathmayer, Hans & Juvankoski, Markku: Tiivistemattoina käytettävät geomembraanit - toiminta-vaatimukset ja materiaalivalintakriteerit. Helsinki 1993.
154. Vertanen, Suvi: Elinkaarianalyysi ja pakkaukset. Helsinki 1993.
155. Ahtela, Irmeli: Porvoon edustan merialueen tila vuosina 1985 - 1991. Helsinki 1993.
156. Mroueh, Ulla-Maija: Orgaanisten liuotteiden käyttö Suomessa. Helsinki 1993.
157. Hudd, Richard; Leskelä, Ari & Kjellman, Jakob: Kyrönjoen alaosan kalatalousselvitykset vuosina 1980 - 1990. Helsinki 1993.
158. Hottola, Petri : Lintuvesiohjelma puntarissa - Linnustoselvitys Pohjois-Karjalan lintujärvillä. Helsinki 1993.
159. Luther, Annika: Muurahaiset ympäristön seurannassa. Kirjallisuusselvitys. Helsinki 1993.
160. Haatainen, Susanna; Hammar, Taina; Huovila, Juhani: Lahti, Erkki; Oksman, Heikki; Punju, Pirjo & Taipainen, Irmeli: Hyalotheca dissiliens -koristelevän runsastumisen syistä Rautalammin reitillä. Helsinki 1993.
161. Turun vesi- ja ympäristöpiiri: Kiskonjoen luonnontaloudellinen kehittämissuunnitelma. Helsinki 1993.
162. Porvari, Petri; Verta, Matti: Elohopea ympäristössä ja tekoaltaissa - kirjallisuuskatsaus ja arvio Vuotoksen tekoaltaan hauen elohopeapitoisuuden kehittymisestä. Helsinki 1993.
163. Grönroos, Juha: Maatalouden ammoniakkipäästöjen vähentäminen. Vähentämismenetelmien arviointitutkimus. Helsinki 1993.
164. Heikkinen, Onni (toim.): Oulujärven vesiensuojelun yleissuunnitelma. Helsinki 1993.
165. Reuna, Marja, Perälä, Jaakko ja Aitamurto, Seppo: Lumen aluevesiarvoja Suomessa vuosina 1946 - 1993. Helsinki 1993.
166. Madekivi, Olli: Alusten aiheuttamien aaltojen ja virtausten ympäristövaikutukset. Helsinki 1993.
167. Shuibo, Pan (ed.) & Loukola, Erkki (ed.): Chinese-Finnish cooperative research work on dam break hydrodynamics. Helsinki 1993.
168. Vesihuoltolaitokset 1992. Helsinki 1993.
169. Virkanen, Juhani; Heikkilä, Raimo; Lindholm, Tapio: Kerrossammalten (*Hylocomium splendens*) raskasmetallipitoisuudet Kuhmossa 1989. Helsinki 1994.
170. Vuori, Kari-Matti: Hydropsychidae-heimon vesiperhostoukat ympäristökuormituksen mittareina virtaavissa vesissä. Helsinki 1993.
171. Keränen, Saara & Kokko Aira: Pesosjärven yhdennetyn seurannan alueen kasvillisuus vuosina 1989 ja 1990. Helsinki 1993.
172. Kärkkäinen, Sirpa: Kolin alueen lehdot. Helsinki 1994.
173. Marttunen, Mika & Hiedanpää, Juha: Etutahojen suhtautuminen Kokemäenjoen keskiosan ja Loimijoen tulvasuojeluun. Helsinki 1994.
174. Krogerus, Kirsti & Bilaletdin, Ämer: Kyrösjärven, Parkanonjärven ja Jämijärven vesiensuojelusuunnitelma. Helsinki 1994.
175. Rutanen, Ilpo: Etelä-Suomen vanhojen metsien kovakuoriaiset I. Helsinki 1994.
176. Rönkkömäki, Mauno: Hydrologisten mallien käyttö turvetuotantoalueiden vesiensuojelutekniikan kehittämisessä. Helsinki 1994.
177. Lindholm, Tapio & Airaksinen, Outi (toim.): Talaskankaan metsä- ja suoalueen luonnonsuojeluintventoinnit. Helsinki 1994.

ISBN 951-47-9351-X
ISSN 0786-9592